

ISSN 0367-6110

Vol. 54

No.1 2019/3

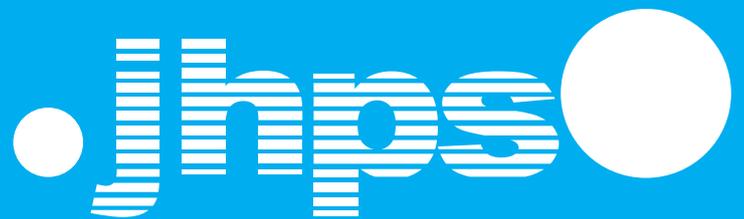
HOKBAQ 54 (1) 1-83 (2019)

保

健

物

理



JAPANESE JOURNAL OF HEALTH PHYSICS

日本保健物理学会

JAPAN HEALTH PHYSICS SOCIETY

<http://www.jhps.or.jp/>

保健物理

第54巻1号 (2019年3月)

目次

巻頭言

放射線科学研究と人材育成 柏倉幾郎 (3)

●第1部：和文●

ノート

市販の大气中放射性エアロゾル捕集用フィルタの表面捕集効率及び流量の安定性の評価
..... 玉熊佑紀, 山田椋平, 岩岡和輝, 細田正洋, 床次眞司 (5)

解説

わが国の診断参考レベルの概要
—現状と今後の展望— 五十嵐隆元 (13)
国際放射線防護委員会 (ICRP) による『放射線防護体系の倫理的基盤』
—作成経緯とその概要— 栗原千絵子 (19)
英国の放射線業務従事者 (NRRW) を対象とした最新の疫学調査の概要
..... 工藤伸一, 西出朱美, 吉本恵子, 古田裕繁, 三枝 新 (29)

資料

1954年に日本各地で観測された雨水中全 β 放射能の再検討 辻村憲雄 (40)

レポート

原子力事故後の家屋内におけるさまざまな部材の拭き取り効率調査
..... 森 愛理, 石崎 梓, 普天間章, 田辺 務, 和田孝雄, 加藤 貢, 宗像雅広 (45)

●第2部：英文●

Original Paper

Evaluation of Doses Absorbed to a Bone Marrow Stem Cell Layer from Short-lived Radionuclides in the Blood Vessels and from Long-lived Radionuclides in the Cortical Bone Noriko KOBAYASHI (55)
Gastrointestinal Absorption Rate in Rats for Radiocesium in Soil Collected near Fukushima Power Plant or Doped Artificially with $^{134}\text{CsCl}$
..... Kayoko IWATA, Tomoyuki TAKAHASHI, Sota TANAKA, Takumi KUBOTA, Satoshi FUKUTANI, Yuko KINASHI, Mitsuyuki KONNO, Satoshi MIZUNO and Sentaro TAKAHASHI (66)

From Japan to the World

J-EPISODE: Japanese Epidemiological Study on Low-Dose Radiation Effects Conducted by the Radiation Effects Association
..... Institute of Radiation Epidemiology, Radiation Effects Association (72)

●第3部：和文情報●

報告

医療における医療被ばくと職業被ばくの課題について 渡邊 浩 (74)

話題

日本保健物理学会シンポジウム III 「低線量率放射線リスクの推定における論点と課題」印象記 尾崎大輔 (77)

情報のページ

理事会議事録・執行理事会議事録・編集委員会議事録 (79)

編集後記 (83)

日本保健物理学会編集委員会 E-mail: hobutsu@capj.or.jp

委員長 石川徹夫

副委員長 床次眞司

| | | | | | | |
|----|-----------|------|------|------|------|---------------------|
| 委員 | 井上一雅 (幹事) | 赤田尚史 | 工藤伸一 | 黒澤忠弘 | 迫田晃弘 | 佐々木道也 |
| | 鈴木敦雄 | 中村秀仁 | 永岡美佳 | 吉田 晃 | 吉永信治 | Sergei Y. TOLMACHEV |

Japanese Journal of Health Physics

Vol. 54, No. 1 (March 2019)

CONTENTS

Foreword

Radiation Science Research and Human Resource Development

Ikuro KASHIWAKURA (3)

● Part 1: Japanese Articles ●

Note

Evaluation of a Surface Collection Efficiency and a Stability of Flow Rate for the Commercially Available Filters Used for Ambient Radioactive Aerosols

Yuki TAMAKUMA, Ryohei YAMADA, Kazuki IWAOKA, Masahiro HOSODA and Shinji TOKONAMI (5)

Review

Overview of Diagnostic Reference Levels in Japan — Current Situations and Future Prospects —

Takayuki IGARASHI (13)

On the ICRP *Publication 138* “Ethical Foundation of Radiological Protection System” — Developing Process and Its Outline —

Chieko KURIHARA (19)

Outline of the Latest Analysis of Radiation Epidemiological Study among UK National Registry for Radiation Workers (NRRW)

Shin'ichi KUDO, Akemi NISHIDE, Keiko YOSHIMOTO, Hiroshige FURUTA and Shin SAIGUSA (29)

Technical Data

Review on the Gross Beta Activity in Rainwater Observed throughout Japan in 1954

Norio TSUJIMURA (40)

Report

Investigation of Removal Factors of Various Materials inside Houses after Nuclear Power Station Accident

Airi MORI, Azusa ISHIZAKI, Akira FUTEMMA, Tsutomu TANABE, Takao WADA, Mitsugu KATO and Masahiro MUNAKATA (45)

● Part 2: English Articles ●

Original Paper

Evaluation of Doses Absorbed to a Bone Marrow Stem Cell Layer from Short-lived Radionuclides in the Blood Vessels and from Long-lived Radionuclides in the Cortical Bone

Noriko KOBAYASHI (55)

Gastrointestinal Absorption Rate in Rats for Radiocesium in Soil Collected near Fukushima Power Plant or Doped Artificially with $^{134}\text{CsCl}$

Kayoko IWATA, Tomoyuki TAKAHASHI, Sota TANAKA, Takumi KUBOTA, Satoshi FUKUTANI, Yuko KINASHI, Mitsuyuki KONNO, Satoshi MIZUNO and Sentaro TAKAHASHI (66)

From Japan to the World

J-EPIISODE: Japanese Epidemiological Study on Low-Dose Radiation Effects Conducted by the Radiation Effects Association

Institute of Radiation Epidemiology, Radiation Effects Association (72)

● Part 3: Japanese Information ●

Current Topics

Issues of Medical Exposure and Occupational Exposure in Medical

Hiroshi WATANABE (74)

The Report of the Japan Health Physics Society Symposium III The points and issues about the estimation of the health risk under low dose rate condition

Daisuke OZAKI (77)

Information

(79)

Editorial Board

E-mail: hobutsu@capj.or.jp

Editor-in-Chief Tetsuo ISHIKAWA

Deputy Editor-in-Chief Shinji TOKONAMI

Kazumasa INOUE (Scientific Secretary)

Naofumi AKATA

Shin'ichi KUDO

Tadahiro KUROSAWA

Akihiro SAKODA

Michiya SASAKI

Atsuo SUZUKI

Hidehito NAKAMURA

Mika NAGAOKA

Akira YOSHIDA

Shinji YOSHINAGA

Sergei Y. TOLMACHEV

Journal Title History

Japanese Journal of Health Physics, from 2002

Journal of Health Physics, from 1995 to 2001

HOKEN BUTSURI, from 1966 to 1994

巻頭言



放射線科学研究と人材育成

柏倉 幾郎*1

一昨年（2017年）、本誌「保健物理」に放射線防護剤の総説執筆の機会を頂戴しましたが（52巻285頁）、この度は巻頭言の機会をお与え下さり誠に光栄です。同じ放射線科学研究分野にいる者として、日頃感じることを述べさせていただきます。

薬学分野の研究から始まり、その後これまで20年以上正常組織、特にヒト造血幹細胞や実験動物個体に対する放射線障害やその軽減作用について検討して参りましたが、感じることの一つに福島原発事故後の放射線関連の研究論文の増加です。そこで、PubMedで放射線防護を網羅する意味でradioprot*（ワイルドカード）で検索すると7,132件の論文が抽出されます（2019年1月31日現在）。事故後丸7年が経過している点を考慮し、radioprot* & 2005:2011[dp]¹⁾で福島事故前7年間分を抽出すると1,350件、radioprot* & 2012:2018[dp]の事故後7年では2,008件となります。このradioprot*で抽出されるPubMed掲載論文は1952年刊行が最初であり、2018年までの70年近い研究成果の蓄積があるなかでその約3割が2012年以降に発信されていることとなります。これは検索語をradiationにした場合も同様に全体の3割が2012年以降になります。もちろんこれはPubMedがカバーしている分野のみで、世界全体の放射線科学や放射線防護研究を網羅している訳でもなく大雑把ではありますが、一つの傾向を示していることは確かかと思えます。さらにグローバルな情報収集や発信が容易になったことも大きく寄与している点は否めませんが、W. C. RÖNTGENによるX線の発見（1895年）以来、放射線科学研究のこれまでの歴史において、いかに福島事故が世界の放射線科学研究に多大な影響を及ぼしたかの結果とも言えるのかもしれませんが。ちなみに検索をradioprotectorで行うと、最初の1966年からこれまで700報が検索され、それぞれ122件と220件となり同様な増加傾向となり、同様におよそ3割が2012年以降の報告ということになります。こうした最近の急激な研究報告の増加は、突然研究者が増えたという訳でも無いでしょうが、この事故を契機とした問題解決に向け多くのエネルギーが投入された結果とも言えます。本誌学会「保健物理学会」の会員の皆様の多くも何らかの形で福島原発事故問題に関わっておられると推察しますが、引き続き解決しなければならない多くの課題解決に向け、放射線に関わるわれわれ研究者に絶えず社会から問われているのは言うまでもないことです。

こうした研究を未来につなぐには、当たり前すぎますが有為な人材育成がやはり最優先課題であるように感じます。私が所属するような地方大学であっても、教育研究と共に「グローバル化」を標榜し、国際的な情報発信や諸外国機関との連携は必須であり、併せて国際的な視野を有する人材の育成が大きな命題でもあります。昨今国を挙げて、「地方創成」や「人づくり、国づくり」が叫ばれておりますが、一方で地方の衰退、少子化は深刻であります。こうした状況下でわれわれに何ができるのか？は、教育・研究の場に身をおくものとして日々問われている課題であり、研究や国際連携による専門分野人材の育成の重要性を痛感させられております。学部学生へのイニシエーションやプロモーションによって研究への楽しさが芽生え、その後は学生自ら成長していく姿を見るのはある意味大きな喜びであります。しかしながら、1人の学生を育てるには、ハードウェアとしての教育研究環境以外に指導教員のみならず先

*1 弘前大学副学長（被ばく医療担当）。放射線安全総合支援センター長
Ph. D. & Professor, Hirosaki University Graduate School of Health Sciences, Department of Radiation Science.

輩後輩や学会等さまざまな「社会環境」や「社会システム」が必要不可欠であります。組織の内輪の論理で解決できることは限られており、多様な人達の理解と協力なくして人材育成は立ち行かないと考えます。さらに私が日々痛感させられるのは、大学という組織を支える職員の理解と協力なくしては組織の円滑な運営は立ち行かないということです。数年前から、国内外での学術集会に積極的に事務担当職員の同行を求め、現地でのプレゼンも担当して貰っております。われわれに課された人材育成は、学生や若手教員のみならず、組織全体を支える「人づくり」の重要性にある点です。被ばく医療派遣チームで言えば、さしずめ「ロジスティクス」にあたる人材なのでしょうが、教職員の意識や技術・知識の向上が相乗効果となって組織や社会全体へと波及することが期待されます。

そういった意味で「保健物理学会」の発展は、放射線科学研究の発展のみならずこうした大きな社会貢献に繋がることは言うまでもないと考えます。今後の本学会のさまざまな社会貢献、特に人材育成のための「社会環境」の一翼を担って下さることを大いに期待するものであります。

¹⁾ [dp] PubMed 検索のタグ。date of publication の略。

柏倉 幾郎 (かしわくら いくお)

1973年北海道薬科大学卒業。同大助手、講師、助教授を経て、2002年弘前大学医学部保健学科（現・大学院保健学研究科）教授。被ばく医療総合研究所所長、研究担当理事・副学長を経て、現在同大・副学長（被ばく医療担当）併任。この間、1996年より約1年間ニューヨーク血液センター・Kimball Research Instituteへ留学。

E-mail: ikashi@hirosaki-u.ac.jp

<http://www.hs.hirosaki-u.ac.jp/~kashiwakura/>

ノート

市販の大気中放射性エアロゾル捕集用フィルタの 表面捕集効率及び流量の安定性の評価

玉熊 佑紀^{*1}, 山田 椋平^{*1, †}, 岩岡 和輝^{*2}, 細田 正洋^{*1, 2}, 床次 眞司^{*2, #}

(2018年7月20日受付)

(2018年12月25日採択)

Evaluation of a Surface Collection Efficiency and a Stability of Flow Rate for the Commercially Available Filters Used for Ambient Radioactive Aerosols

Yuki TAMAKUMA,^{*1} Ryohei YAMADA,^{*1, †} Kazuki IWAOKA,^{*2} Masahiro HOSODA^{*1, 2} and Shinji TOKONAMI^{*2, #}

Airborne radioactivity measurements are necessary to know the contamination level and internal doses for residents after a nuclear accident. In addition, measurements of radon progenies in air, which are the risk factor of lung cancer, are also important to evaluate lung dose. In these measurements, a filter sampling is used to collect radioactive aerosols. However, it is well known that results of the measurement using a filter are strongly dependent on characteristics of the used filter. Selection of a suitable filter is important to achieve the high-resolution and long-term measurement. "Surface collection efficiency (SCE)" and "stability of air flow rate" were examined for six types of filter that are commercially available in Japan. In Japan, cellulose-glass fiber filter paper (HE-40T) is used for an environmental monitoring in Japan. In this study, it was found that the SCE of HE-40T was lower than that of mixed cellulose ester type membrane filter by Merck Millipore (DAWP02500). Attenuation ratio of flow rate for DAWP02500 was evaluated to be 2.9% which was lowest in six filters. The results suggest that the DAWP02500 is the most suitable for collecting radioactive aerosols for a long term.

KEY WORDS: membrane filter, performance test, surface collection efficiency, radon progeny, aerosol filtration, environmental monitoring.

I はじめに

東京電力福島第一原子力発電所事故が発生し、大量の放射性核種が大気中に放出され、多くの近隣住民が避難を余儀なくされた。当時の対策指針では緊急時迅速放射能影響予測ネットワークシステム (SPEEDI) により予測された値を利用して避難等の行政判断を行うとして

いたが、実際にはうまく活用されなかったと言われている¹⁾。その後、原子力規制委員会はSPEEDIを用いずに放射線測定器による実測値を行政判断に用いることを決定した²⁾。そこで、飛散してくる放射性物質を検知するモニタ (放射性プルーム検知モニタ) の開発が求められている³⁾。放射性プルーム検知モニタは、ポンプを用いてフィルタ上に大気中の放射性物質を連続的に捕集し

^{*1} 弘前大学大学院保健学研究所; 青森県弘前市本町 66-1 (〒036-8564)

Hirosaki University Graduate School of Health Sciences; 66-1 Honcho, Hirosaki-shi, Aomori 036-8564, Japan.

^{*2} 弘前大学被ばく医療総合研究所; 青森県弘前市本町 66-1 (〒036-8564)

Institute of Radiation Emergency Medicine, Hirosaki University;

66-1 Hon-cho, Hirosaki-shi, Aomori 036-8564, Japan.

[†] (国研) 日本原子力研究開発機構核燃料サイクル工学研究所放射線管理部; 茨城県那珂郡東海村村松 4-33 (〒319-1194) Radiation Protection Department, Nuclear Fuel Cycle Engineering Laboratories, Japan Atomic Energy Agency; 4-33 Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki 319-1194, Japan.

[#] Corresponding author; E-mail: tokonami@hirosaki-u.ac.jp

ながら、捕集した放射性物質が放出する放射線を測定する⁴⁾。一方、観光用洞窟や金属鉱山等の洞窟内は閉鎖的な空間で換気が少ないため、ラドンの放射能濃度が高くなる傾向にある⁵⁻⁷⁾。ラドンは放射性希ガスであり、煙草に次ぐ肺がんのリスク要因として国際的に広く知られている。近年、世界保健機関（WHO）や国際放射線防護委員会（ICRP）では、これらの被ばくに関する規制や勧告レベルについて報告している^{8,9)}。実際にはラドンによる内部被ばくの大部分はその子孫核種である^{218Po}及び^{214Po}が放出する α 線によるものであり⁹⁾、これらによる吸入被ばく線量を評価するために、ラドン子孫核種濃度の測定が重要となる。そこで、このような環境ではラドン子孫核種濃度が測定されており、その測定にはフィルタ上に子孫核種を集塵する方法が用いられている¹⁰⁻¹²⁾。これらのシステムでは、フィルタ上に捕集された放射性物質から放出される放射線のエネルギースペクトルが測定される。特に、アルファスペクトロメトリにおいては、得られるスペクトルの形状がフィルタの種類によって大きく変化する。したがって、高分解能のスペクトルを得るためには、使用するフィルタには高い表面捕集効率（SCE）が求められる¹³⁾。さらに、実際のシステム運用には長期間の測定が伴うため、フィルタ上には大量の大气中浮遊じんが捕集され、フィルタの目詰まりが発生すると予想される。目詰まりによりフィルタでの圧力損失が大きくなると、大气浮遊じん中放射性核種濃度の過小評価やポンプに負荷がかかり故障の原因につながるため、使用されるフィルタの捕集流量の安定性も重要となる。

これまでの報告から、エアロゾルがフィルタに捕集される機構としてブラウン拡散、慣性衝突及びさえぎり効果等が挙げられる¹⁴⁾。また、これらの機構による捕集効率及び全体の捕集効率はフィルタの孔径やエアロゾルの性状、粒子径等により変化するとされており¹⁵⁾、ニュークレポアメンブレンフィルタについては理論的または実験的に捕集効率の変化について報告されているもの¹⁵⁻¹⁸⁾、他のフィルタやSCEに焦点を当てた報告は少

なく、さらに流量の安定性等の実用面を考慮した報告も少ない。

そこで本研究では、市販されている6種類の大气中放射性エアロゾル捕集用フィルタのSCE及び捕集流量の安定性を評価し、システムの運用を考慮した上で最適なフィルタについて検討した。

II 方 法

1. 評価対象としたフィルタ

評価対象としたフィルタの詳細をTable 1に示す^{19,20)}。本研究では、5種類のメンブレンフィルタ（DAWP02500, AAWP02500, A065A025A, A080A025A, Y020A025A）及びダストモニタ用濾紙（HE-40T）の合計6種類のフィルタについて評価した。以降、これらのフィルタはそれぞれDA, AA, A065, A080, CMF及びHE-40Tと記す。以下に示すラドン子孫核種の捕集には表面捕集効率の評価に用いた α 線源の有効径が13 mmであるため、直径が25 mmのフィルタを用いた。一方、捕集流量の安定性評価にはポンプに大きな負担をかけずに長期間の試験を実施するため、直径が47 mmのフィルタを用いた。孔径はDA及びA065がいずれも0.65 μm 、AA及びA080がいずれも0.8 μm 、CMFが2.0 μm であり、HE-40Tは孔径がメーカーによって公表されていない。現在、日本国内では、HE-40Tが原子力施設内及びその周辺的环境放射線モニタリングに用いられている²¹⁾。

2. ラドン子孫核種の曝露とエネルギースペクトルの測定方法

弘前大学被ばく医療総合研究所に設置されたラドンチャンバー²²⁾を用いて、ラドン子孫核種をフィルタ上に捕集した。使用したラドンチャンバーをFig. 1に示す。ラドンチャンバーは体積が150 Lのステンレス製タンクで作られており、ラドン発生源には岩石標本を用いている。本ラドンチャンバーによるラドン子孫核種の曝露方法を以下にまとめる。岩石標本から放出されるラドンガス及びその壊変により生成されたラドン子孫核種を混合

Table 1 Evaluated filters and their characteristics.

| Filter name | Model number | Manufacture | Thickness (μm) | Pore size (μm) |
|---|--------------|-----------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Mixed cellulose ester type membrane filter (DA) | DAWP02500 | Merck Millipore | 150 | 0.65 |
| Mixed cellulose ester type membrane filter (AA) | AAWP02500 | Merck Millipore | 150 | 0.8 |
| Mixed cellulose ester type membrane filter (A065) | A065A025A | ADVANTEC | 150 | 0.65 |
| Mixed cellulose ester type membrane filter (A080) | A080A025A | ADVANTEC | 150 | 0.8 |
| Coated type filter (CMF) | Y020A025A | ADVANTEC | 95 | 2.0 |
| Cellulose-glass fiber filter (HE-40T) | HE-40T | ADVANTEC | 410 | — |

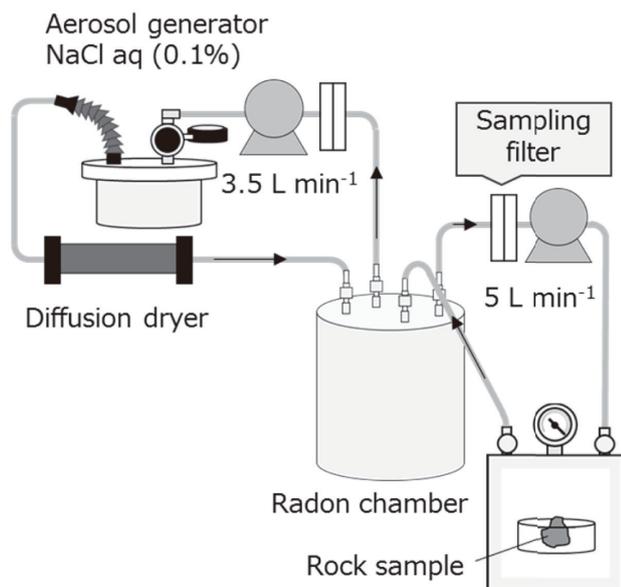


Fig. 1 A schematic diagram of experimental setting. The aerosol of sodium chloride was generated by an aerosol atomizer and dried by a diffusion dryer. Radon gas was generated from a rock sample and its progeny was provided to radon chamber by a pump for mixing aerosols and radon progeny.

槽へ流した。さらに、エアロゾル生成器 (Model 9302, TSI) 及び質量パーセント濃度が 0.1% の NaCl 水溶液を用いてエアロゾルを発生させ、乾燥器 (Diffusion Dryer Model 3062, TSI) を通すことでエアロゾルの水分を吸収した後、ラドンガスの場合と同様に混合槽へ流した。その後、混合槽内でファンを用いて両者が均一になるよう混合し、定流量ポンプ (MP-Σ500N II, SIBATA) を用いて混合槽からラドン子孫核種を捕集した。ポンプによるラドンチャンバーへの負荷及びエアロゾルの供給と捕集のバランスを考慮し、流量は 5 L min^{-1} に設定した。その際の流速及びフィルタ直径はそれぞれ $8.3 \times 10^{-5} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 及び 25 mm であるので、面速度は 0.17 m s^{-1} と評価される。ラドン子孫核種を捕集したフィルタは真空容器とプレナーシリコン半導体検出器 (SPD-900-35-100AM, CANBERRA Industries Inc.) を用いて、ラドン子孫核種から放出される α 線のエネルギースペクトルを測定した。ラドン子孫核種を 40 分間捕集し、 ^{218}Po の影響が無視できるまで 30 分間待機した後、 ^{214}Po からの α 線エネルギーを 30 分間測定した。その際、型紙を用いてフィルタ捕集面を表面捕集効率の評価に用いた α 線源の有効径と一致させ、 α 線の斜入射を防ぐためアルミニウムのコリメータによって線束を制御した。

3. 表面捕集効率の評価方法

(a) ^{241}Am 線源と比較する方法

^{241}Am 線源を用いて SCE を算出するための概念図を Fig. 2a に示す。 ^{241}Am 線源の α 線エネルギースペクトルを同様に測定し、 ^{241}Am 線源のスペクトルを ^{214}Po の単独スペクトルのピークに合わせて重ね合わせ、重なった部分の SCE を 100% として評価した。ここで、 ^{214}Po 及び ^{241}Am 線源からの α 線による計数値をそれぞれ S_0 , S_1 とすると、SCE は (1) 式で表される。

$$SCE = \frac{S_1}{S_0} \quad (1)$$

(b) フィルタのエネルギースペクトルのみから算出する方法

フィルタのエネルギースペクトルのみから SCE を算出するための概念図を Fig. 2b に示す。一般に、 α 線エネルギースペクトルの形状は検出器のエネルギー分解能に依存し、正規分布で近似することができる。したがって、フィルタの計測で得られたエネルギースペクトルは正規分布で近似することができ、そのピークの中心を軸として折り返したエネルギースペクトルを SCE が 100% であると仮定した。 ^{214}Po による単独エネルギースペクトル及び正規分布で近似したエネルギースペクトルの計数値をそれぞれ S_0 , S_1 とすると、SCE は同様に (1) 式を用いて評価することができる。

(c) 先行研究による方法

IMOTO らはラドン子孫核種濃度の測定に適するフィルタについて検討するため、日本国内で使用されている主要なフィルタの特性について報告した²³⁾。本方法により SCE を算出するための概念図を Fig. 2c に示す。IMOTO らの報告によると、エネルギースペクトルの 2.00–6.68 MeV を A 領域、6.68–8.50 MeV を B 領域として、A 領域と B 領域の計数値の和に対する B 領域の計数値との比を SCE とした。この手法による SCE は (2) 式より評価することができる。

$$SCE = \frac{A}{A+B} \quad (2)$$

4. 捕集流量の安定性の評価方法

実験に用いた器具の配置を Fig. 3 に示す。評価するフィルタをフィルタホルダに配置し、実験室の窓から連続的に約 10 日間大気中のエアロゾルをフィルタ上に捕集し続けた。また、捕集期間中の流量の変化を測定するため、大気中のエアロゾルの捕集に用いたポンプ (SIP-32I, 柴田科学 (株)) にそれぞれ小型の質量流量計 (MF-

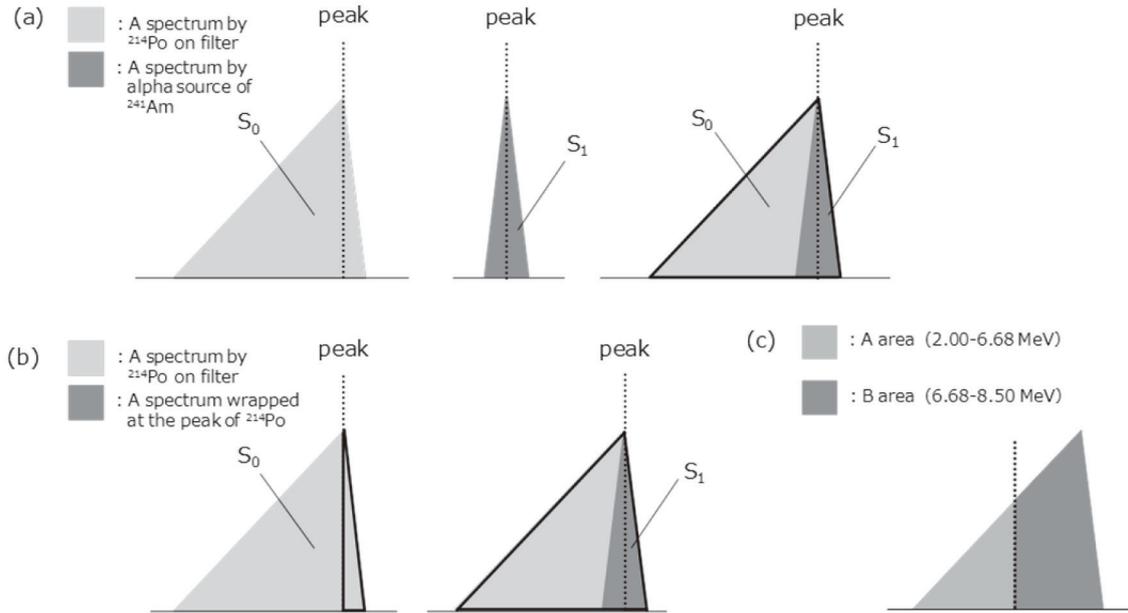


Fig. 2 The spectrum on each method. (a) The spectrum of ²¹⁴Po is compared with that of ²⁴¹Am which is assumed that SCE is 100%. SCE is calculated by formula (1). (b) The spectrum wrapped at the peak of ²¹⁴Po is assumed that SCE is 100%. SCE is also calculated by formula (1). (c) SCE is determined as the count ratio between B and (A + B) areas.

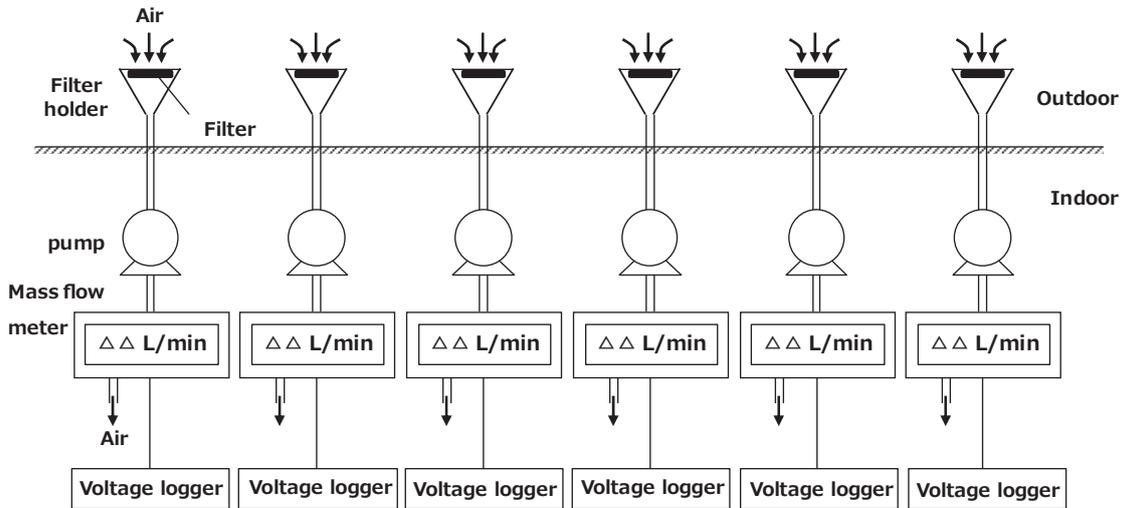


Fig. 3 A schematic diagram of experimental setting for measuring flow rate. The experiment was carried out on the 6th floor of the building. Three filters were installed at an interval of 1.7 m and a position of 5 cm from a wall surface.

FP10NH06-200-AI-ANV, (株)堀場製作所)を接続し、流量を測定した。測定されるデータは電圧信号として出力されるため、電圧ロガー(LR5042, 日置電機(株))に測定値を記録した。フィルタホルダは地表面から25 mの高さに位置する大学の6階の窓の外へ一定間隔でフィルタ捕集面が壁面から5 cmの位置になるように設置した。ポンプに過度な負荷を与えずに多くのエアロゾルを捕集するために、初期流量は較正済みの質量流量計を用

いて 10 L min^{-1} に設定し、初期流量から測定終了時における流量の低下率から安定性を評価した。この際の流速及びフィルタ直径はそれぞれ $1.7 \times 10^{-4} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 及び 47 mm であるので、面速度は $9.6 \times 10^{-2} \text{ m s}^{-1}$ と評価される。初期流量及び測定終了時の流量をそれぞれ v_0 及び v_e とすると、流量の低下率 D は以下の(3)式より評価した。

$$D = \frac{v_0 - v_e}{v_0} \times 100 \quad (3)$$

III 結果と考察

1. 表面捕集効率

DA と HE-40T に対応するエネルギースペクトルをそれぞれ Fig. 4 (a) 及び (b) に示す。また、本研究で評価した SCE の値及び先行研究により得られた値を Table 2 に示す。メンブレンフィルタでは、フィルタの孔径が小さいほど SCE が高い傾向が認められた。また、DA, AA,

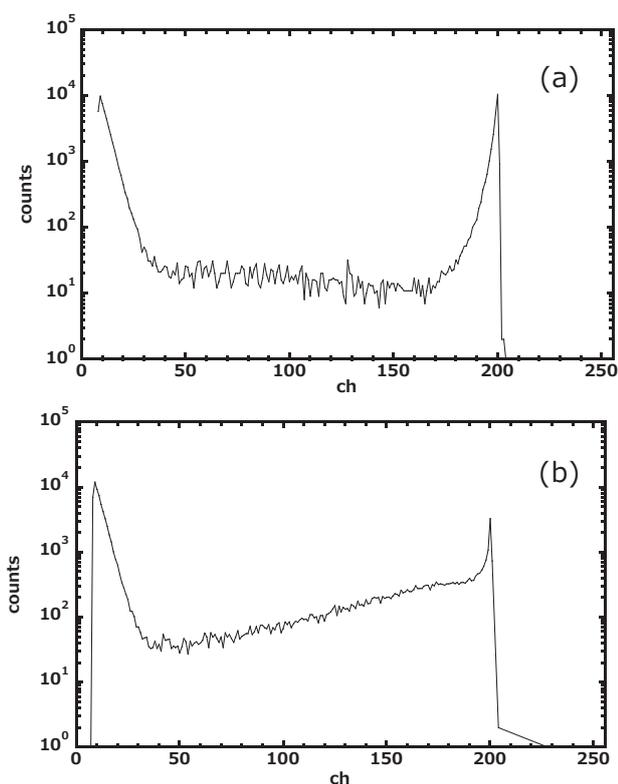


Fig. 4 An alpha energy spectrum of ^{214}Po by (a) DA and (b) HE-40T

Table 2 Results of evaluation of SCE.

| Filter name | Surface collection efficiency (%) | | | Previous report |
|-------------|-----------------------------------|------|------|-----------------|
| | (A) | (B) | (C) | |
| DA | 79.9 | 49.4 | 92.6 | — |
| AA | 64.9 | 42.7 | 92.9 | 99.9 |
| HE-40T | 28.7 | 22.4 | 57.1 | 53.4 |
| CMF | 53.9 | 31.2 | 90.8 | — |
| A065 | 83.1 | 62.1 | 91.9 | — |
| A080 | 72.4 | 53.3 | 92.1 | — |

(A) the method comparing the spectrum of ^{214}Po with that of ^{241}Am .

(B) the method assuming the spectrum wrapping at a higher part of the peak channel of the spectrum of ^{214}Po is 100% of SCE.

(C) the method reported by IMOTO et al. 1994.²³⁾

“Previous report” is IMOTO et al. 1994.²³⁾

CMF, A065 及び A080 の SCE が従来より環境放射能モニタリングや施設の放射線管理に使用されている HE-40T より相対的に高い結果となった。方法 (c) で得られた AA 及び HE-40T の SCE を先行研究で得られた値と比較すると、AA では先行研究より低い値、HE-40T では高い値を示した。この要因は本研究で設定したサンプリング流量やフィルタ上に捕集したエアロゾルの粒径等の実験条件が既報とは異なることに起因すると考えられる。しかしながら、IMOTO らの報告では、サンプリング流量やエアロゾルの粒径に関する詳述が無いためこれらの値を単純に比較することはできない。われわれの推測ではその流量が IMOTO らよりも高流量だった場合、面速度が高くなるため、フィルタ内部にエアロゾルが沈着しやすくなり、SCE が低く評価される可能性があると考えている。また、エアロゾルの粒径が小さい場合も同様にフィルタ内部に沈着しやすくなると予想されるため SCE が低く評価される可能性がある。いずれにしてもさまざまな条件下でデータを積み上げていく必要がある。

2. 流量の安定性

各種フィルタに大気中のエアロゾルを捕集したときの流量の経時変化を Fig. 5 に示す。捕集開始後、時間の経過に伴い全体的に捕集流量が減少傾向を示し、特に A065 及び A080 では大きな減少傾向を示した。測定開始時から終了時までの流量の低下率及び変動係数を Table 3 に示す。流量の低下率が低い順に DA (2.9%), CMF (4.2%), HE-40T (6.1%), AA (7.4%), A080 (7.7%), A065 (11.0%) であった。変動係数についても流量の低下率とおおむね同様の傾向を示し、DA (0.007), CMF (0.010), AA (0.010), HE-40T (0.012), A080 (0.013), A065 (0.022) の順に低い値を示した。流量低下率とフィルタ孔径の間には全体的な傾向として負の相関関係が示唆された。しかし、最も流量低下率が大きかった A065 と同じ孔径を有する DA の流量低下率は最も小さい値を示した。両者はどちらもセルロース混合エステルが材質に用いられているため、材質による影響はないと考えられる。したがって、得られた結果では DA が比較したフィルタの中で流量低下率が最も小さく流量が安定しており、大気エアロゾル捕集に用いるフィルタとして適していると考えられる。しかし、フィルタ間の流量安定性の変動要因については今後検討する必要がある。

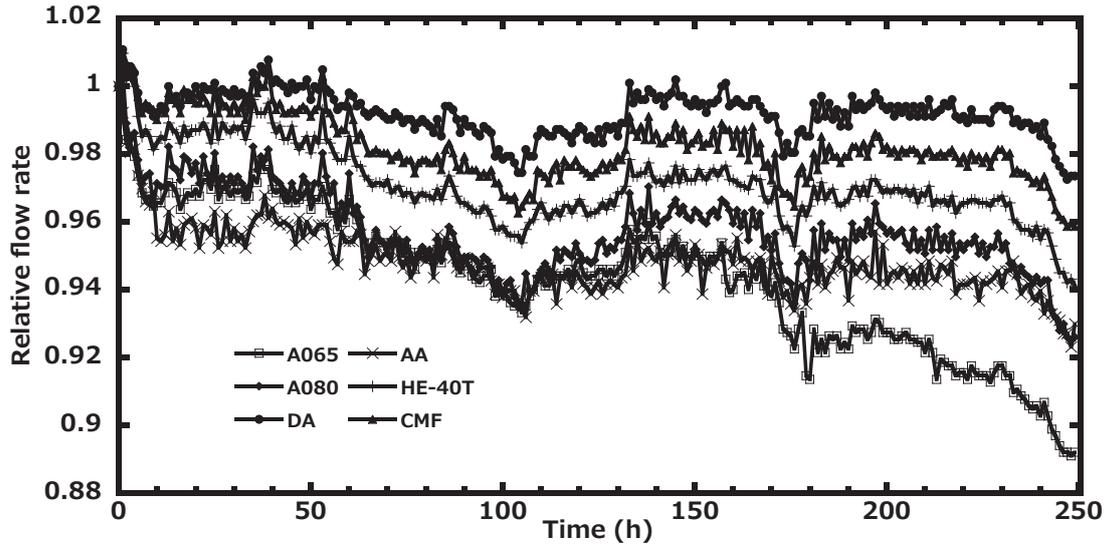


Fig. 5 A stability of flow rate. Relative flow rate shows an air flow rate standardized by the average air flow rate of the first 1 min.

Table 3 Attenuation ratio of flow rate and a coefficient of variation for flow rate.

| Filter name | Attenuation ratio (%) | Coefficient of variation |
|-------------|-----------------------|--------------------------|
| DA | 2.9 | 0.007 |
| AA | 7.4 | 0.010 |
| HE-40T | 6.1 | 0.012 |
| CMF | 4.2 | 0.010 |
| A065 | 11.0 | 0.022 |
| A080 | 7.7 | 0.013 |

Attenuation ratio of flow rate is defined as the ratio of the decrease in flow rate at the end of measurement to the flow rate at the start.

IV ま と め

通常重要とされるフィルタの捕集効率については、過去に多くの研究者により報告されているが、高分解能測定や長期間測定の場合に重要となる表面捕集効率や流量の安定性については報告が少ない。本研究では、市販されているフィルタ 6 種類の表面捕集効率 (SCE) 及び流量の安定性を評価した。過去の報告に基づき評価した方法では DA, AA, CMF, A065 及び A080 の SCE は 90% 以上となり比較的高い値を示したが、従来環境モニタリングで使用されてきた HE-40T は約 57% と低く、 α 線の測定には適さない可能性が示唆された。また、流量低下率は DA が最も低く、A065 で最も高くなった。これらの結果から、現時点では放射性プルーム検知モニタやラドン子孫核種モニタに用いるフィルタとして DA が適すると考えられる。ただし、CMF は SCE が高く、流量の低下率も少ない上、価格も他のフィルタと比較して低いことから実用面を考慮したうえで最適なフィルタを検

討する必要がある。今後は、エアロゾルの粒径による SCE の変化について評価することが求められる。

謝 辞

表面捕集効率評価の実験において Chanis PORNNUMPA 博士 (現・Kasetsart 大学) にご協力いただいた。ここに感謝する。また本研究に関して、開示すべき利益相反状態はない。

参 考 文 献

- 1) Nuclear Regulation Authority in Japan; Kinkyuuji monitoring ni tsuite (Gensiryoku saigai taisaku shishin hosoku sankou shiryou) [A complementary note for guideline against a nuclear accident] (in Japanese), Nuclear Regulation Authority in Japan Website, Available at: <http://www.nsr.go.jp/data/000027739.pdf>, Accessed 30 April 2018.
- 2) Nuclear Regulation Authority in Japan; Gensiryoku saigai

- taisaku shishin [Guideline against a nuclear accident] (in Japanese), Nuclear Regulation Authority in Japan Website, Available at: <https://www.nsr.go.jp/data/000024441.pdf>, Accessed 16 March 2018.
- 3) Nuclear Regulation Authority in Japan; Heisei 28 nendo senryoukeitsuki taiki monita no kounyuu ni kakaru ippan kyousou nyuusatsu setsumeisho [Guideline for a general competitive bid of a dust monitor with a dosimeter] (in Japanese), Nuclear Regulation Authority in Japan Website, Available at: <https://www.nsr.go.jp/data/000168535.pdf>, Accessed 16 March 2018.
 - 4) R. YAMADA, Y. TAMAKUMA, K. IWAOKA, M. HOSODA and Y. SHIROMA, et al.; Measurement system for alpha and beta emitters with continuous air sampling under different exposure situations, *Appl. Radiat. Isot.*, **126**, 79–82 (2017).
 - 5) L. FIJALKOWSKA-LICHA and T. A. PRZYLIBSKI; First radon measurements and occupational exposure assessments in underground geodynamic laboratory the Polish Academy of Sciences Space Research Centre in Książ Castle (SW Poland), *J. Environ. Radioact.*, **165**, 253–269 (2015).
 - 6) O. A. DUMITRU, B. P. ONAC, J. J. FORNÓS, C. COSMA and A. GINÉS, et al.; Radon survey in caves from Mallorca Island, Spain, *Sci. Total Environ.*, **526**, 196–203 (2015).
 - 7) D. E. TCHORZ-TRZECIAKIEWICZ and T. PARKITMY; Radon as a tracer of daily, seasonal and spatial air movements in the underground tourist route “coal mine” (SW Poland), *J. Environ. Radioact.*, **149**, 90–98 (2015).
 - 8) WHO; WHO handbook on indoor radon (2009), World Health Organization, Geneva Switzerland.
 - 9) ICRP; Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon, ICRP Publication 115, *Ann. ICRP*, **40** (1) (2010).
 - 10) N. KÁVÁSI, T. VIGH, T. KOVÁCS, J. VAUPOTIČ and V. JOBBÁGY, et al.; Dose estimation and radon action level problems due to nanosized radon progeny aerosols in underground manganese ore mine, *J. Environ. Radioact.*, **102**, 806–812 (2011).
 - 11) A. SHAHROKHI, T. VIGH, C. NÉMETH, A. CSORDÁS and T. KOVÁCS; Radon measurements and dose estimate of workers in a manganese ore mine, *Appl. Radiat. Isot.*, **124**, 32–37 (2017).
 - 12) S. TOKONAMI, T. ICHII, T. IIMOTO and R. KUROSAWA; Calculation procedure of potential alpha energy concentration with continuous sampling, *Health Phys.*, **71**, 937–943 (1996).
 - 13) N. KINOCHI, T. OISHI, H. NOGUCHI, S. KATO and M. ISHIZAWA; Selection of filter media used for monitoring airborne alpha-emitting particles in a radiological emergency, *RADIOISOTOPES*, **50**, 403–407 (2001).
 - 14) K. R. SPURNY; On the history of air filters and aerosol filtration, *J. Aerosol Sci.*, **28**, 391–392 (1997).
 - 15) K. R. SPURNY, J. P. LODGE, JR., E. R. FRANK and D. C. SHEESLEY; Aerosol filtration by means of Nuclepore filters: structural and filtration properties, *Environ. Sci. Technol.*, **3**, 453–463 (1969).
 - 16) K. R. SPURNY, J. P. LODGE, JR., E. R. FRANK and D. C. SHEESLEY; Aerosol filtration by means of Nuclepore filters: aerosol sampling and measurement, *Environ. Sci. Technol.*, **3**, 464–468 (1969).
 - 17) M. J. MANTON; The impact of aerosols on a nuclepore filter, *Atmos. Environ.*, **12**, 1669–1675 (1978).
 - 18) M. J. MANTON; Brownian diffusion of aerosols to the face of a Nuclepore filter, *Atmos. Environ.*, **13**, 525–531 (1978).
 - 19) Merck Millipore; Meruku firutā katarogu 2017 [A filter catalog in 2017] (in Japanese), Merck Millipore Website [online], Available at: https://www.merckmillipore.com/JP/ja/20140619_104322, Accessed 16 March 2018.
 - 20) Toyo roshi kaisha, Ltd.; 2017–2018 Laboratory equipment & Instruments Filtration Media & Filtration Systems (in Japanese), Toyo roshi kaisha, Ltd. Website [online], Available at: http://saas2.startialab.com/acti_books/1045173776/13429/, Accessed 1 June 2018.
 - 21) Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology; Taiki houshasei busshitsu no monitoringu ni kansuru gijutsu sankou shiryō [A technical note on monitoring of radionuclides in the air] (in Japanese), Japan Chemical Analysis Center Website [online], Available at: <http://www.kankyo-hoshano.go.jp/series/lib/RM1.pdf>, Accessed 30 April 2018.
 - 22) C. PORNUMPA, Y. OYAMA, K. IWAOKA, M. HOSODA and S. TOKONAMI; Development of radon and thoron exposure systems at Hirosaki University, *Radiat. Environ. Med.*, **7** (1), 13–20 (2018).
 - 23) T. IIMOTO, K. FUJIMOTO, S. TOKONAMI and R. KUROSAWA; Characteristics of major filters used for ²²²Rn progeny measurements, *Radiat. Meas.*, **29**, 161–164 (1998).



玉熊 佑紀 (たまくま ゆうき)

1994年青森県出身。国立大学法人弘前大学大学院保健学研究科放射線技術科学領域博士前期課程2年。現在は、汎用型環境放射線・放射能測定器の開発や弘前大学におけるラドン・トロン較正場の構築に携わっている。

E-mail: h17gg204@hirosaki-u.ac.jp

解説

わが国の診断参考レベルの概要
—現状と今後の展望—

五十嵐 隆元*1,#

(2018年7月10日受付)

(2018年12月21日採択)

Overview of Diagnostic Reference Levels in Japan —Current Situations and Future Prospects—

Takayuki IGARASHI*1,#

Radiation protection of patients in medicine is based on two major radiation protection principles, that is justification and optimisation. For medical exposures, the International Commission on Radiological Protection (ICRP) recommends optimisation according to the ALARA (as low as reasonably achievable) principle. ICRP recommended the use of Diagnostic Reference Level (DRL) for patients in Publication 73 to promote optimisation of protection in radiological Diagnostic. In ICRP 2007 Recommendation and International Atomic Energy Agency (IAEA) Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards (BSS), instead of the guidance level that was the concept of optimisation so far, DRL is adopted as a tool for dose optimisation. In Japan, National DRL was released in June 2015 from the Japan Network for Research and Information on Medical Exposures (J-RIME), but understanding and dissemination have not progressed sufficiently. In such circumstances, J-RIME decided to revise the DRL targeting 2020. Various activities are gradually beginning toward revision. With reference to ICRP Publication 135 “Diagnostic Reference Levels in Medical Imaging”, J-RIME aims to create a new DRL that can withstand international evaluations.

KEY WORDS: diagnostic reference level, DRL, J-RIME, ICRP.

I はじめに

医療における患者の放射線防護は、正当化と最適化という2つの大きな放射線防護原則に基づいている。International Commission on Radiological Protection (ICRP) は医療被ばくについては、正当化された検査を ALARA (as low as reasonably achievable) 原則により、経済的及び社会的要因を考慮に入れて、できる限り低い線量に保ち最適化するよう勧告している。

その後 ICRP は、放射線診断における防護の最適化を推進するために、患者に対する Diagnostic reference level (DRL) の使用を Publication 73¹⁾ で勧告した。しかしながら、わが国は、DRLs の設定が欧米やアジア諸

国に比べて、遅れていたのが現状である。また、ICRP の 2007 年勧告²⁾ や国際原子力機関 (International Atomic Energy Agency: IAEA) の Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards (BSS)³⁾ においては、今までの最適化の概念であったガイダンスレベルに替えて、DRL を線量最適化のためのツールとして採用している²⁾。また ICRP では、2017 年 10 月に、DRL に関する Publication を出版した⁴⁾。

わが国の DRL が 2015 年 6 月に医療被ばく研究情報ネットワーク (Japan Network for Research and Information on Medical Exposures: J-RIME) よりリリースされて 3 年以上経過したが、まだまだ理解と普及が十分進んでいるとは言えない状況である。本稿執筆時には厚生労働省の医療放射線の適正管理に関する検討会において、医療被ばくの適正管理の最適化の部分では診断参考レベルに基づいた線量及び放射性医薬品の投与量の管理を義務化することも検討されている。そのような中で、DRL の概

*1 (地独) 総合病院国保旭中央病院: 千葉県旭市イ-1326 (〒289-2511)

Asahi General Hospital; i-1326 Asahi-shi, Chiba 289-2511, Japan.

Corresponding author; E-mail: igarashi@hospital.asahi.chiba.jp

念の理解を進めるため、その概要をできるだけ平易に述べることにする。

II J-RIME とは

医療被ばく研究情報ネットワーク (Japan Network for Research and Information on Medical Exposures) の頭文字から、J-RIME という略称ができた。医療被ばくに関する問題は、非常に数多く存在しており、その対応には、既存の組織あるいは個人が別個に活動していることでは対処しきれないことが、関係者の間で議論されてきた。国際的にも WHO Global Initiative, IAEA Smart Card/SmartRadTrack Project, UNSCEAR Global Survey などが動いており、国際的にオール・ジャパンとしての対応をしなければならない状況になってきたことを機に、関係する学会や団体が協力してこれらの諸問題に取り組むための組織の立ち上げの話が出てきた。

その結果、2010年3月「医療被ばく研究情報ネットワーク」が設立され、活動が開始された。初代の代表は放射線医学総合研究所 (放医研) の米倉義晴理事長 (当時) であり、現在は近畿大学の細野眞教授が代表を務めており、関連機関や専門家間の「緩やかな」連合体である。現在の加盟団体を **Table 1** に、設置されているワーキンググループを **Table 2** に示す。J-RIME はこれら加盟団体、及び行政や大学・研究所などを有機的につなぐハブ的機能

Table 1 Participation bodies of J-RIME. As of June 2018.

- Japan Association on Radiological Protection in Medicine
- Japan Society of Medical Physics
- Japanese College of Medical Physics
- Japan Radiological Society
- Japanese Society of Nuclear Medicine
- Japanese Society of Nuclear Medicine Technology
- Japan Medical Imaging and Radiological Systems Industries Association
- Japanese Society for Oral and Maxillofacial Radiology
- Japanese Society of Pediatric Radiology
- Japan Association of Radiological Technologists
- Japanese Radiation Research Society
- Japanese Society of Radiological Technology
- Japanese Society for Radiation Oncology
- Japan Health Physics Society

Table 2 Working groups in the J-RIME.

- Pediatric Protection Working Group
- Smart Card Working Group
- Factual Investigations Working Group
- Public Relations Working Group
- Diagnostic Reference Levels Working Group

能を果たしている^{5,6)}。

2013年7月20日に東京で開催された実態調査・Smart Card 合同 WG で、オール・ジャパンとしての DRL 設定に向けて、J-RIME メンバーが協力していく方針が確認され、2014年4月の J-RIME 第6回総会において、診断参考レベル WG を設立することが決定し、2014年8月2日に診断参考レベル WG の第1回会合が開催された。2014年12月7日に DRL-WG の第2回会合が開催され、2015年4月18日の第7回 J-RIME 総会にて DRL (案) が承認された。その後加盟団体すべての理事会などでの承認を受け、2015年6月7日にわが国の National DRL (Japan DRLs 2015)⁷⁾ がリリースされた。

III 診断参考レベルとは

DRL とは、各放射線診断検査でのその国の標準的な体型もしくは標準ファントムにおける各医療施設での線量を調査に基づいて取得し、そのヒストグラム上の任意の百分位数に設定した線量レベルのことをいう。一般的には、第3四分位数 (75 パーセントイル) の値が上方値として設定されている (**Fig. 1**)。VASSILEVA らは、「DRL は当該放射線手技において、著しく高い線量を用いている施設を識別するためのトリガーとして用いる」⁸⁾ と述べており、DRL 値から、それぞれの施設が線量の過多について、自施設の立ち位置を知ることができるものである。また、ICRP 2007年勧告²⁾ や IAEA の新しい BSS³⁾ でも、医療被ばくにおいては DRL を用いるように勧告されている (**Table 3**)。ICRP は 75 パーセントイルの使用について、許容値と過大値間の最初のセパレータとして選択する。通常、75 パーセントイルは、ヒストグラムの高値側の尾部以下にあり、線量が高い施設を識別する有用なマーカーである。医療施設のサンプルから得た

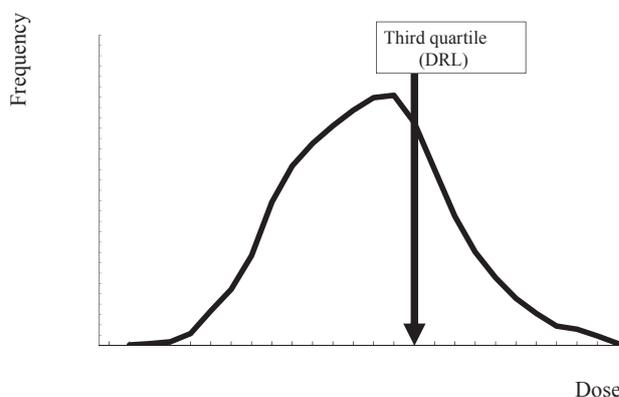


Fig. 1 What thing is DRL?

Table 3 The dose constraints and reference levels used in the ICRP’s system of radiation protection.²⁾

| Type of situation | Occupational exposure | Public exposure | Medical exposure |
|--------------------|------------------------------|-----------------|---|
| Planned exposure | Dose limit | Dose limit | Diagnostic reference level ^d |
| | Dose constraint | Dose constraint | (Dose constraint ^e) |
| Emergency exposure | Reference level ^a | Reference level | N.A. ^b |
| Existing exposure | N.A. ^c | Reference level | N.A. ^b |

- a. Long-term recovery operations should be treated as part of planned occupational exposure.
- b. Not applicable.
- c. Exposures resulting from long-term remediation operations or from protracted employment in affected areas should be treated as part of planned occupational exposure, even though the source of radiation is ‘existing.’
- d. Patients.
- e. Comforters, carers, and volunteers in research only.

中央値の分布の75パーセンタイルにDRL値を設定することは合理的であり、ICRPは現在この使用を推奨している⁴⁾。つまり、DRLは高い線量の施設に対して線量の低減を促すためのレベルなのである。

仮に、一貫してDRLを超えていることが判明した場合には、その施設は医師と診療放射線技師等が協調して、遅滞なく調査を実施し、適切な是正措置を講ずる必要がある。その是正措置（防護の最適化）には、機器の性能、使用した撮影条件設定等、及び検査のプロトコル等のレビューが含まれていなければならない（Fig. 2）⁴⁾。

Table 4に、DRLの特徴や注意点をまとめた⁹⁻¹¹⁾。IVRでは原則として、不必要な確率的影響リスクの回避に対する患者線量の管理を推進することが目的であり、IVR等での確定的影響（放射線誘発皮膚損傷など）の管理にまでは適用せず、これらに対しては従来から存在するガイドライン¹²⁾等を遵守することが重要である。

DRLは一般に、シンプルな標準ファントムや、放射線診断での典型的なサイズの患者の表面における、空気カーマまたは組織等価物質の吸収線量のような、比較的容易に測定できる量が用いられており、一般撮影などでは空気カーマ（air kerma: AK）、入射表面線量（entrance surface dose: ESD）、及び面積線量積（dose area product: DAP）、computed tomography（CT）ならばvolume computed tomography dose index（CTDIvol）及びdose length product（DLP）などのパラメータが用いられている。また診断核医学では、検定量ではなく投与量が用いられる。そのDRL量の説明はICRP Publication 135の“GLOSSARY”に詳しく説明されている⁴⁾。実効線量は、測定可能な量ではなく、撮影を実行するために使用する電離放射線の量を評価していないこと、DRLsに不必要で無関係な因子が導入されてしまうこと、及び容易に入手できる量ではないことなどから、DRLには用いられていない⁴⁾。

IV わが国の診断参考レベル

以下に、各モダリティにおけるJapan DRLs 2015⁷⁾でのDRL設定の方法について述べる。細かい数値については文献6を参照されたい。

Table 4 Notes on DRL.

- Not an indicator of radiation risk.
- DRL is the 75th percentile of the dose distribution based on the current status survey, and DRL does not indicate the optimum value or typical value of the examinations.
- DRL is not a dose limit or dose constraint.
- DRL does not apply to individual patient exposure.
- DRL must be a dose value that secures the diagnostic value.
- Stochastic effect is a subject of DRL.
- Depending on the clinical condition of the patient, if the dose at that time is justified, it may exceed the DRL. If justification is secured, such flexible operation is possible.

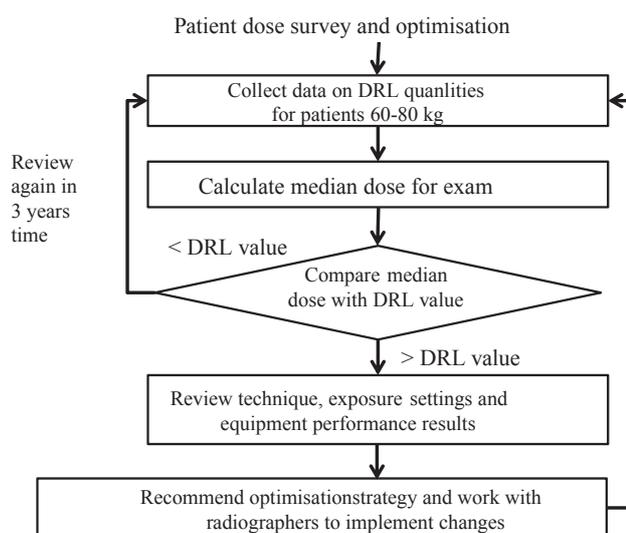


Fig. 2 Example of audit cycle and optimisation flow chart. DRL, diagnostic reference level.⁴⁾

1) Computed Tomography (CT)

CTのDRLは以下の3つの調査からのデータが主となり作成された⁷⁾。

- a) (公社) 日本医学放射線学会が主となり (公社) 日本放射線技術学会の協力の下, (公社) 日本医学放射線学会の専門修練機関 712 施設を対象として 2014 年 5 月 19 日～25 日のうち任意の 1 日における全ての CT 検査 (ただし 100 件を越える場合は任意の 100 件以上) の撮影条件について集計を行った。結果として 443 施設 797 台の CT 装置で撮影された 24,860 検査の撮影条件等が集まった。
- b) (公社) 日本診療放射線技師会が主となり (公社) 日本放射線技術学会の協力の下, (公社) 日本診療放射線技師会誌に同封した 2013 年 8 月 23 日を締切りとしたアンケートを実施した。体重 65 kg 程度の患者に対する典型的な撮影条件記載を求め, 無床診療所から 500 床以上の施設の 307 施設の回答を得た。また小児についても, 1 歳未満, 1～2 歳, 3～5 歳, 6～10 歳, 11～15 歳の各区分について典型的な撮影条件記載を求めた。
- c) (公社) 日本放射線技術学会学術研究班竹井班が, 339 施設へ送付した 2012 年 8 月 31 日締め切りの小児 CT 撮影条件アンケート調査で集まった, 196 施設の撮影条件を解析した。標準的な体格は, 1 歳未満, 1～5 歳, 6～10 歳の各区分について体厚で規定した。

2) Interventional Radiology (IVR)

2008 年及び 2013 年に日本血管撮影・インターベシオン専門診療放射線技師認定者が在籍する施設 (日本血管撮影・インターベシオン専門診療放射線技師認定者及び受験者) に対し, 対象者が在籍する施設で使用している全装置の IVR 基準点線量率を測定・集計した。

3) 核医学

2014 年 11 月 25 日～2015 年 1 月 16 日に, 全国のすべての核医学診療施設に対して, 郵送にて依頼文書を付し, 調査項目をウェブサイトに掲載し, 回答をウェブサイトにて直接入力する形式にて実際の投与量での調査を実施した。

4) 一般撮影

2013 年に報告された浅田らの調査データ¹³⁾を採用した。この調査は 3,000 施設を対象とし撮影条件等の調査を実施し, 741 施設から回答を得た。アンケート調査を実施した中ではデジタル装置 (CR と FPD を含む) の普及施設は 96% であり, フィルム/スクリーン系装置はほとんどないことが示されている。今後, デジタル装置が主流となるため, DRL はデジタル装置のデータのみを用いて検討を行った。

5) マンモグラフィ

(特非)マンモグラフィ検診精度管理中央委員会(現(特非)日本乳がん検診精度管理中央機構)の施設画像認定にて実施している線量評価のデータを用いて算定した。対象は 2001 年 1 月～2014 年 3 月の間で, 施設画像評価を受検した 4,816 台の乳房撮影装置である。

6) 口内法

(特非)日本歯科放射線学会防護委員会が 2014 年 11 月～2015 年 2 月の間に全国 29 の大学歯学部・歯科大学附属病院を対象として口内法 X 線撮影の実態調査を実施した。口内法 X 線撮影装置の仕様と用いている受像系, 標準体格の成人及び 10 歳の小児の上顎と下顎の前歯部, 犬歯部, 小臼歯部, 犬臼歯部の撮影条件とコーン先端部の線量を調査した。

また, この DRL 設定に際して用いた DRL quantity⁷⁾ と ICRP が Publication 135 で示している DRL quantity⁴⁾ の比較を **Table 5** に示す。

Table 5 Comparison of DRL quantity employed in Japan DRLs 2015 and ICRP Pub. 135.

| | Japan DRLs 2015 | ICRP Publication 135 |
|--|--|---|
| Radiography | Entrance surface dose (ESD) | • Entrance-surface air kerma (Ka,e) • Air kerma-area product (PKA) |
| Computed tomography | CTDIvol, DLP | • Computed tomography dose index (volume) • Dose-length product |
| Mammography | Mean glandular Dose (MGD) | • Mean glandular dose (MGD) |
| Dental intra-oral | Patient entrance dose (PED) | • Incident air kerma |
| Diagnostic fluoroscopy, interventional fluoroscopy | Patient reference point fluoroscopically dose rate | • Air kerma-area product (PKA) • Air kerma at the patient entrance reference point (Ka,r) • Fluoroscopy time • Number of images in cine ordigital subtraction angiography runs |
| Nuclear medicine | Administered activity | • Administered activity (Preferably administered activity per body weight) |

V 今後の展望

J-RIME では 2018 年 4 月に開催した第 10 回総会において、2020 年を目標とした DRL 改訂を行うことを決定した。それに伴い、各モダリティごとに DRL 改訂の作業を行う組織として DRL-WG 内に、一般撮影・CT・マンモグラフィ・IVR・核医学・歯科・診断透視の 7 つのプロジェクトチームを発足させた。

先にも述べたとおり、ICRP では Publication 135 Diagnostic Reference Levels in Medical Imaging⁴⁾ を発刊し、DRL の問題点やこれからあるべき姿等を公表した。その中での特記すべき点を列記する。

- ・ IVR においては DRL 量を正規化するために、手技の難易度を用いて、特定の interventional cardiology 手技の DRL 値を確立する可能性を検討している。経皮的冠動脈インターベンションの Complexity factors (治療する血管の数, American College of Cardiology/American Heart Association の複雑さが B2 より大きい病変数, 重度のねじれを伴う血管の数, 分岐ステントの数) は、これらの手技を単純, 中程度, または複雑に分類することができるように区別した。
- ・ Japan DRL 2015⁷⁾ でも記されている Achievable dose を “Median Value of the DRL Quantity” と表現している。DRL 量の全国分布の中央値は、最適化を推進する上での追加的な役割を持つ。これを利用することで、画質に悪影響を与えることなく、ある程度の患者線量低減を達成できる (Fig. 3, 4)。DRL の中央値以下の放射線量の施設では、放射線量を下げ

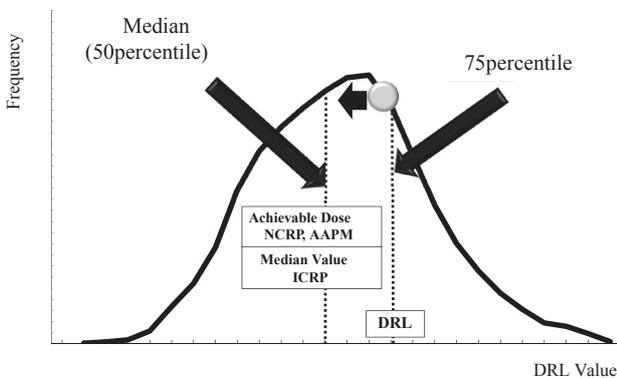


Fig. 3 Median Value of the DRL Quantity in ACR-AAPM practice parameter for diagnostic reference levels and achievable doses in medical x-ray imaging and ICRP Publication 135.

過ぎていることが懸念されるため、用いる放射線量の更なる削減は主たる関心事ではなくなり、画質が適切であることを保証することが優先事項となる。DRL は線量の最適値を示しているものではなく、比較的高い線量の施設 (つまり、DRL を上回っている施設) に対して線量の低減を促すものであり、DRL を一貫して下回っている施設に対して、追加の線量低減が可能かどうかの努力を促すことが、Median Value の目的である。

- ・ 照射範囲がコリメーション等によってオペレータの裁量で可変でできてしまう撮影 (一般撮影, IVR を含む血管撮影, 及び透視手技等) については、面積線量 (Dose area product or Air kerma-area product) の使用が推奨されている (CT では、CTDIvol にスキャン長を乗算して得られる DLP がそれに相当する)。照射範囲についての最適化も併せて推進するためには、面積線量の取入れは大変重要なことである。
- ・ 3 ~ 5 年での定期的な改訂をすべきであり、それに加えて、新しい技術やイメージングプロトコル、または画像 post process の大きな変更が利用可能になった場合に改訂すべきである。
- ・ 現在 Japan DRLs 2015⁷⁾ で IVR の DRL 量として用いられている透視線量率については、装置の性能評価・QC テストとして用いることができるが、DRL 量ではないとされているため、新たな DRL 量での設定が必要と考えられる。

先にも述べたとおり、J-RIME では 2020 年を目標としたわが国の DRL の改訂を目指しており、今後将来に向けて、継続性がある線量データの収集を目指している。

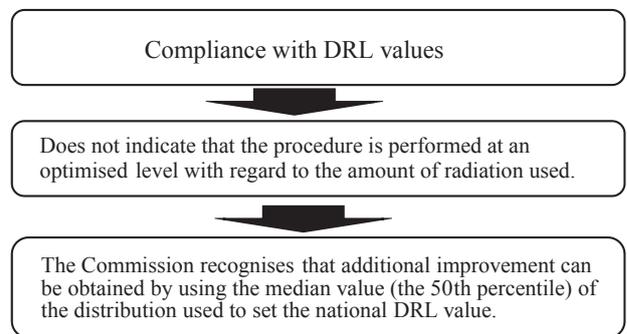


Fig. 4 Median Value of the DRL Quantity in ICRP Publication 135). This median value of the national distribution can serve as an additional tool to aid in optimisation, may be a desirable goal at which to aim using standard techniques and technologies, and represents a situation closer to the optimum use of the applied radiation.

また ICRP Publication 135⁴⁾を参考にし、取り入れることができることは取り入れ、国際的な評価にも耐えうる DRL の作成も目指している。

また、厚生労働省では、「医療放射線の適正管理に関する検討会」において、「被ばく線量が相対的に高い検査 (CT, IVR, SPECT/CT, 及び PET/CT) における、診断参考レベルに基づく線量及び放射性医薬品の投与量の管理」を義務付けるという議論がされており、DRL の重要性がさらに増してきている。そのような中で、いくつかの調査では DRL が十分に普及していないこと、正しく理解されていないことなどが明らかになっており、これらへの対応も喫緊の課題となってくるであろう。

VI おわりに

先にも述べたが、DRL の目的は、比較的高い線量を用いている施設を減らしていくことである。また、従来からわが国では「被ばく低減」という言葉がしばしば用いられ、最適化イコール線量低減とも考えられている節もある。最適化という考えからすれば、臨床的需要や撮影条件等を検討した結果として、時には線量を増やすこともあってもよいと考える⁴⁾。まず「被ばく低減」がありきではなく、「最適化」を図った結果、わが国全体として「被ばく低減」があるというのが望ましい姿なのではないかと考える¹²⁾。

DRL は常に定期的な更新が必要であり、今回の更新に向けて線量データ収集法や項目の検討をはじめとしたさまざまな活動が徐々に始まっている。各モダリティに対する線量の調査活動等が、これから将来に向けても継続的かつ定期的に続くことになるが、サンプル数が多ければ多いほど母集団推定の精度は向上し、わが国の現状とより一致した DRL を提示することができることから、臨床現場の皆様方にはこれら調査に向けて積極的なご協力をいただければ幸いである¹²⁾。

利益相反の開示

本稿には、いかなる利益相反も存在しない。

参考文献

- 1) ICRP; Radiological protection and safety in medicine, ICRP Publication 73, *Ann. ICRP*, **26** (2) (1996).
- 2) ICRP; The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 103, *Ann. ICRP*, **37** (2-4) (2007).

- 3) IAEA; Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards. General Safety Requirements Part 3, No. GSR Part 3, Vienna, (2014).
- 4) ICRP; Diagnostic reference levels in medical imaging, ICRP Publication 135, *Ann. ICRP*, **46** (1) (2017).
- 5) R. KANDA; “J-RIME no katsudou to konngo no DRL” [Activities of J-RIME and future of DRLs], *Nihon Hoshasen Gijutsu Gakkai Zasshi*, **74** (6), 593–598 (2013) (in Japanese).
- 6) Japan Network for Research and Information on Medical Exposure (J-RIME) [online]. Available at: <http://www.radher.jp/J-RIME/>, Accessed 25 June 2018 (in Japanese).
- 7) Japan Network for Research and Information on Medical Exposure; Diagnostic Reference Levels Based on Latest Surveys in Japan—Japan DRLs 2015—, (2015) (in Japanese).
- 8) J. VASSILEVA; Diagnostic reference levels, *Am. J. Roentgenol.*, **204** (1), W1-3(2015).
- 9) T. IGARASHI; Shindansankoureberu ni tuite no kaisetsu [Explanation about Diagnostic Reference Levels], *FBNews*, **475**, 12–16 (2016) (in Japanese).
- 10) T. IGARASHI; DRL no kaisetsu to tenbou [Explanation and perspective of Diagnostic Reference Levels], *Rad Fan*, **14** (15), 31–34 (2016) (in Japanese).
- 11) T. IGARASHI; Shindansankoureberu (Diagnostic Reference Level: DRL) no kaisetsu [Explanation about Diagnostic Reference Levels]. *Nihon Hoshasen Gijutsu Gakkai Zasshi*, **73** (5), 404–410 (2017) (in Japanese).
- 12) The Japanese Circulation Society; Guideline for Radiation Safety in Interventional Cardiology (JCS 2011), 2012.
- 13) Y. ASADA; Investigation of patient exposure doses in diagnostic radiography in 2011 questionnaire, *Jpn. J. Radiol. Technol.*, **69** (4), 371–379 (2013) (in Japanese).



五十嵐 隆元 (いがらし たかゆき)

昭和 58 年より総合病院国保旭中央病院に勤務。平成 31 年 4 月より国際医療福祉大学成田病院準備室に勤務。(公社)日本放射線技術学会理事・放射線防護委員長。J-RIME 委員, J-RIME DRL-WG

委員。専門は医療放射線防護, リスクコミュニケーション, マンモグラフィ。

解説

国際放射線防護委員会 (ICRP) による『放射線防護体系の倫理的基盤』 —作成経緯とその概要—

栗原 千絵子*1, #

(2018年8月7日受付)

(2018年11月14日採択)

On the ICRP Publication 138 “Ethical Foundation of Radiological Protection System” —Developing Process and Its Outline—

Chieko KURIHARA*1, #

The International Commission on Radiological Protection (ICRP) issued in February 2018 the *Publication 138*, titled “Ethical foundation of radiological protection system.” Although the ICRP has longtime recognized that ethics is an essential component of their radiological protection system, they have rarely described explicitly about the ethical foundation of the system. For this reason, the Commission established in 2012 the task group 94 to clarify and describe the ethical foundation of the system. As the result, the publication shows the process of evolution of the radiological protection system through 20th century until now, which leads to the identification of four core ethical values underpinning the system: beneficence and non-maleficence; prudence; justice; and dignity, along with related procedural values: accountability; transparency; and inclusiveness (stakeholder participation). As one of the authors of this publication, I will briefly introduce the developing process and the outlines of it, and additionally will provide a short summary of my experience of discussion through the workshops worldwide, concerning the nuclear accident of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station, as well as commonalities and diversities of Western and Asian perspectives of ethical core values.

KEY WORDS: International Commission on Radiological Protection (ICRP), ethics, beneficence, nonmaleficence, prudence, justice, dignity, accountability, transparency, stakeholder participation.

I はじめに：TG94による*Publication 138*の刊行

2018年2月、国際放射線防護委員会 (International Commission on Radiological Protection: ICRP) による報告書『放射線防護体系の倫理的基盤』 (Ethical foundation of radiological protection system) が、*Publication 138*として刊行された¹⁾。ICRPによる放射線防護体系において「倫理」がその構成要素であることは、1956年のTAYLORによる「放射線防護は科学の問題であるのみならず、哲学、道徳、そして何よりも英知の問題である」 (Radiation protection is not only a matter for science. It is a problem of

philosophy, and morality, and the utmost wisdom)²⁾との叙述を端緒とし、長い間共通認識とされてきた。*Publication 103*³⁾でも、防護の目的は科学的知識のみで達成されるものではなく、価値判断が必要であるとしているが、ICRPの*Publication*において放射線防護体系の「倫理的基盤」について明示的に記述されることはほとんどなかった。しかしながら*Publication 109*の巻末に掲載されたCLARKE and VALENTINの論説⁴⁾には放射線防護の発展過程と倫理的理論の関係が示され、またこれ以外にも多くの論者が放射線防護と倫理の関係を論じてきた。こうした議論を踏まえて、第4専門委員会において数年間にわたり放射線防護における倫理について検討した結果、主委員会は、第4専門委員会に作業部会 (Task Group) 94 (TG94)を設置することを2012年10月日本の福島での会議で決定した。

*Publication 138*の著者は計9名、TGメンバーは10名

*1 (国研) 量子科学技術研究開発機構放射線医学総合研究所；千葉県千葉市稲毛区穴川4-9-1 (〒263-8555)

National Institute of Radiological Sciences, National Institute for Quantum and Radiological Science and Technology; Anagawa 4-9-1, Inage, Chiba-shi, Chiba 263-8555, Japan.

Corresponding author; E-mail: kurihara.chieko@qst.go.jp

中2名が著者に入らず別に1名が著者となったが、いずれも放射線防護の実務を担う第一線の専門家としての活動、あるいは放射線防護のみならず生命倫理、医療倫理、環境倫理などの領域の深い知識や経験に基づき、作成に参画した。TGの作業開始以前よりこの課題に取り組み編著書⁵⁾を刊行したDeborah OUGHTON氏(ノルウェー)が当初議長を務めたが、大学での本務多忙のため2015年中に委員は継続しつつも議長を韓国原子力安全技術院(KINS)のKunwoo CHO氏に交代した。TGには欧州、米国、アジア、アフリカからも参画し、文化的な多様性についても考察を重ねた上、国際的に共有しうる「中核的な倫理的価値」(core ethical values)を抽出した報告書として刊行することができた。

作成過程では概念的で実務に直結しないとの批判もあったが、本書では理論枠組みを明確にすることを最優先しつつ、そうした意見も取り入れて実務との関係を明確にする記載を心がけ、さらに実務応用に向けた検討は今後新たに設定されるTGにその任が委ねられることとなった。2018年4月には「診断・治療のための放射線防護における倫理」について検討するTG109が正式に立ち上がり¹⁾、筆者もこれに参加することになった⁶⁾。

本稿では、Publication 138の作成過程と文書の概要を紹介することによって、本書の応用に向けた今後の議論に資することになればと願う。

II 作業部会への参加体験

筆者はTG94の活動には2013年8月KINSでのWorkshop(WS)以来参加し、ICRPが国際放射線防護学会(International Radiation Protection Association: IRPA)との共催・他の関連機関の協力を得て現地受入機関が組織し本課題についてのWSを世界各地で6回開催、他の国際学会中の企画として5回開催したうち、前者にはすべて(うち5回発表)、後者のうち3回(うち2回発表)に参加した(Table 1)。

また、WS以外にも本書作成のための会合が3回設けられたが、そのすべてに参加した。第1回会合は2015年2月マドリッドでのWSに伴いTGのメンバーが集い報告書の構成を検討した。第2回は2015年7月パリNuclear Protection Evaluation Centre(CEPN)で開催され本書の基本骨格が初めて明確にされたが、会議から帰国後1週間ほどの間に会議での合意事項を報告書の形式でドラフトする作業を担った。第3回目のCEPNでの会

議はほぼ最終化に向けた作業であったが、討議しつつ合意された報告書修正事項を自身のコンピュータでタイプしていく作業を担当した。

KINSでのWSでは、2011年の東日本大震災以前からの課題として、放射線医学総合研究所が他機関と共同で、放射性同位元素を人体に投与して行う臨床研究における研究対象者の保護に関する課題(ICRPにおいてはPublication 62⁷⁾が該当する)についてとりまとめた結果⁸⁾を発表した。(一社)日本核医学会・(公社)日本アイソトープ協会にも引き継がれた調査⁹⁾もあわせて、日本の多くの研究機関では問題となるような高線量の臨床研究が行われているとの情報は見出されなかったが、ICRP勧告⁷⁾に示され国際原子力機関(IAEA)によっても考慮すべきとされる¹⁰⁾安全管理体制や被ばく線量評価のための審査体制は不十分、という結果であった。ところがこのWSの最後のフリー・ディスカッションでは、福島原子力発電所事故について議論が集中し、原発事故の国際的インパクトや、低線量被ばくリスクに関するコミュニケーションの問題が議論の焦点となった。このため、その次のミラノでのWS以降は、福島原子力発電所事故の問題について倫理的観点から検討する発表を、討議を受けて内容を再検討しつつ重ねていくことになった¹¹⁾。

この間、日本の専門家から最も多く寄せられた意見は「欧米的な倫理原則で何もかも割り切れるものではない。」「東洋的な文化・倫理感は欧米と同一ではない。」「個々の現場の状況に細やかに配慮した対応が原則論よりも大切である。」といったものであった。一方欧米のメンバーやWS参加者は「ギリシャ哲学や倫理の理論には幼い頃から馴染みがある」「原理・原則を議論することにより行動・実践における感性を磨く」「多様な民族・宗教の人々が共同生活するので簡潔で明確な原則論が必要になる。」といった考え方が示された。こうした文化的多様性については、付属書Cにその一端が記述されることとなった。

これらに加えて、TG94の議長CHO氏、米国から参加したTOOHEY氏と3人で、報告書に十分に記述し切れなかった、文化的多様性や、福島原子力発電所事故についてさらに考察し、論文¹²⁾として刊行した。こうした経験から、本書は、TG94作業部会員の仲間たちと力を合わせて、筆者自身の「倫理」に関する考え方や、原発事故を体験した福島の被災者の方々、その支援に貢献してきた専門家の方々から寄せられた言葉や思いを、ささやかながらに反映できた報告書となったと考えている。特に、世界各地でのWS参加者からは本書への直接的な示

¹⁾ TGの最初の会合は2018年9月8、9日チェコ共和国Budweisで開催された。

Table 1 International workshops and other sessions for development of ICRP Publication 138.

| | ICRP・IRPA・現地機関・関連機関による「放射線防護体系の倫理」WS | 国際会議でのセッション | TG94による文書作成のための会議 |
|----------------------------------|--|--|--|
| 2013 | <ul style="list-style-type: none"> 第1回アジアWS（韓国・Daejeon, KINS, 8月27-28日）** 第1回欧州WS（イタリア・Milan, ミラノ大学, 12月16-18日）** | | |
| 2014 | <ul style="list-style-type: none"> 第1回北米WS（米国・ボルチモア, 7月17-18日）** | <ul style="list-style-type: none"> 第2回環境保健倫理国際シンポジウム（チェコ共和国・Budweis, 6月15-19日） 第4回アジア・オセアニア放射線防護協議会シンポジウム（IRPA地域大会）（マレーシア・クアラルンプール, 5月14日）** 英国放射線防護学会ワークショップ（英国・ロンドン, 6月11日） | |
| 2015 | <ul style="list-style-type: none"> 第2回欧州WS（スペイン・マドリッド, Universidad Politécnica de Madrid, 2月4-6日）* 第2回北米WS（米国ケンブリッジ, ハーバード大学, 3月10-12日）** 第2回アジアWS（日本・福島, 福島医科大学, 6月2-3日）** | <ul style="list-style-type: none"> 第3回放射線防護体系国際シンポジウム（韓国・ソウル, 10月22日）* | <ul style="list-style-type: none"> スペイン・マドリッド, 2 and 3 February 2015 at Technical University of Madrid, 2月2-3日* フランス・パリ, Nuclear Protection Evaluation Centre (CEPN), 7月8-10日* |
| 2016 | | <ul style="list-style-type: none"> 第14回IRPA会議シンポジウム（南アフリカ・ケープタウン, 5月9日）** | <ul style="list-style-type: none"> フランス・パリ, CEPN, 1月26-28日* |
| 2017年4月20日-7月21日 パブリック・コンサルテーション | | | |

*：本論著者は参加のみ

**：本論著者は参加及び発表

上記のWS, シンポジウム等の発表スライドは以下から閲覧できる（Workshops on the Ethics of the System of Radiological Protection. <http://www.icrp.org/page.asp?id=237#6>）

唆を得たので、付属書には各WSの参加者名が掲載されている。

III 『放射線防護体系の倫理的基盤』の概要

以下に、Publication 138『放射線防護体系の倫理的基盤』の内容を紹介する。目次構成をTable 2に示した。

本書の目的は、ICRPの放射線防護体系がいかにして「倫理的価値」を基軸として発展してきたかを示し、「倫理」はPublication 103³⁾に結実した体系の目的を達成するための価値判断を促す構成要素となっていることを明示することである。「倫理」はそれのみによって決定的な解決を与えるものではないが、個人の福利、持続的な社会の発展、環境保護を促進する活動において、放射線防護の原則や理論枠組みと「中核的な倫理的価値」の関係を明確に理解することで、放射線防護専門家、関連当局、放射線業務従事者、医療専門家、患者、一般市民、市民団体など、人々の健康や環境を守ろうとして活動するさまざまなステークホルダーの間で、放射線リスクに関するコミュニケーションや意思決定のための一助となることを期待している。

本書では、現在の放射線防護体系は「科学」「倫理」「経

験」を「三つの柱」としている」と明示した上で、その発展過程及び現今の体系を吟味することによって、放射線防護体系の「中核的な倫理的価値」とは「善行と無危害」「慎重性」「正義」「尊厳」であることを明らかにした。さらにその応用における「手続き的価値」を、「説明責任」「透明性」「包括性（ステークホルダー参画）」であるとした。倫理学の体系からみると、本書によって、伝統的な倫理学の理論に基づき現実の課題を分析・考察する「応用倫理学」の一分野として、「生命倫理」「医療倫理」などと同様に、「放射線防護倫理」という新たな分野の基盤が確立したといえる。

本書前半では、1928年にICRPの前身である国際X線・ラジウム防護委員会（IXRPC）の最初の勧告が発行されて以来の、放射線防護体系の発展過程について述べている。防護体系成立初期における「倫理的価値」は、放射線の医学利用において「確定的影響」（deterministic effects, 一定のしきい線量を超えて被ばく線量増加に伴い重篤度が増加する細胞集団の傷害。「組織反応」とも呼ばれ、今後はこの呼称が主となる。）を回避する「無危害原則」（害をなしてはならない、の意味）が中心であった。

Table 2 Contents of ICRP *Publication 138* “Ethical foundation of radiological protection system.”

| |
|---|
| 論説 抄録 序文 要点 用語解説 |
| 1. 序章 1.1 背景 1.2 範囲及び目的 1.3 本報告書の構成 2. 放射線防護体系の発展 2.1 成立初期：害してはならない (donoharm) 2.2 より複雑な問題：リスクのマネジメント，バランスの問題 2.3 視野の拡大：環境保護 2.4 被ばく状況の多様性を考える 2.5 今日の放射線防護体系 3. 放射線防護体系の基盤となる中核的な倫理的価値 3.1 善行と無危害 (beneficenceandnon-maleficence) 3.2 慎重性 (prudence) 3.3 正義 (justice) 3.4 尊厳 (dignity) 3.5 中核的な倫理的価値と基本原則の関係 4. 手続き的価値 4.1 説明責任 (accountability) 4.2 透明性 (transparency) 4.3 包括性 (ステークホルダー参画) (inclusiveness (stakeholder participation)) 5. 結論 参考文献 |
| 付属書 A 倫理学の理論 A.1. 徳倫理学 (virtueethics) A.2. 帰結主義倫理学 (consequentialistethics) A.3. 義務論倫理学 (deontologicaethics) |
| 付属書 B 生物医学倫理の原則 |
| 付属書 C 異文化間における価値 C.1. グローバル・エシックスの台頭 C.2. 異なる文化的文脈における中核的価値についての短評 C.3. 儒教理論と東洋的視点 |
| 付属書 D 放射線防護体系における倫理についてのワークショップの参加者 |

しかしその後、広島・長崎の原爆投下、その後に繰り返された核実験などにより人々の放射線に対する懸念が強まる一方で、原子力の「平和利用」が推進され、産業応用が進んだ。「確定的影響」のみならず、低線量の被ばくにおける「確率的影響」(stochastic effects, しきい線量がないと仮定され、被ばく線量の増加に応じて発生確率が増加すると考えられる、発がんや遺伝性影響)を評価し、放射線による害のリスクと、その利用によって社会にもたらされるベネフィットの比較考量、すなわち「善行」「無危害」のバランスをはかることが求められるようになってくる。

このため ICRP では 1960 年代から 70 年代にかけて、

LNT (linear, non-threshold) モデル (害 (主になんがん死亡) の発生しうる被ばく線量にしきい線量はなく、低線量であっても単純比例で線量増加に応じて害の発生確率が増加するという仮説)を採用する「慎重性」を推奨する一方で、「あらゆる被ばくを、経済的・社会的要因を考慮して、合理的に達成できる限り低く保つ」(“as low as reasonably achievable”より「ALARA 原則」と呼ばれる)との考え方を推奨するようになり、あわせて、放射線防護体系の三原則として「正当化」(justification)「最適化」(optimization)「線量限度」(dose limit)が明確にされた。「正当化」「最適化」は、「善行」「無危害」のバランスをとりつつ「慎重」に判断することを促している。個人がす

すべての線源から受ける総被ばく線量を制限する「線量限度」も、「慎重性」の原則と関連している。一つの線源から個人が受ける線量の制限値である「線量拘束値」（計画被ばく状況）「参考レベル」（緊急時及び現存被ばく状況）は、被ばくによる害を受ける個人・集団間の不平等を回避するための制限であり、「正義」の原則に依拠するものである。

その後1990年代以降、医学研究における研究対象者の保護、医療に関する放射線防護の体系の中で、「インフォームド・コンセント」の考え方が明示されるようになった^{7,13}。さらにこの時期、チェルノブイリ原発事故や、環境保護運動の先鋭化を受けて、放射線防護の体系は人間のみならず生態系にまで及ぶようになった。環境保護政策の決定において、関連する個人の権利が尊重されるべきとされ¹⁴、原発事故後の地域住民の意思決定においては、ステークホルダーの参画が重要性を増すようになる¹⁵。こうした個人の自由、意思決定の尊重の裏付けとなる概念が「人間の尊厳」である。

このようにして放射線防護体系の成立過程に沿って明確化され、抽出されてきた4つの「中核的な倫理的価値」は、その歴史的経緯の順に記述されているが、特定の順序や序列はなく、状況によって重み付けやバランスが異なる。また、防護の三原則や「LNT仮説」「ALARA原則」との関係も、「倫理的価値」とそれぞれが一対一関係にあるのではなく、状況によって重み付けやバランスが異なるものであり、防護の原則や概念を運用する際に、4つの倫理的価値に照らしあわせることによって、最良の選択肢を探究し、判断の一助になることが期待されている。

IV 4つの中核的な倫理的価値

以上のような経緯で抽出されてきた、4つの「中核的な倫理的価値」について、もう少し詳しく説明する。1970年代後半に米国における生命倫理・医療倫理の体系化に大きく寄与したBEAUCHAMPとCHILDRESSによる著作『生命医学倫理』¹⁶では、医療現場で遭遇する倫理的に解決の難しいさまざまな問題（終末期医療、死ぬ権利、中絶、医薬品臨床試験、医療費の配分など）を分析し解決するための判断軸として、「自律性尊重」（respect for autonomy）、「無危害」（non-maleficence）、「善行」（beneficence）、「正義」（justice）の4原則を提唱した。同書では「無危害」は「善行」よりも重要である（他人に危害を加えることを禁じることのほうが、積極的に善いことをせよ、という命題よりも重要である）としているが、同時期にBEAUCHAMPが参画して米国国家委員会

によりまとめられた、人を対象とする研究の倫理についての『ベルモント・レポート』¹⁷では、「無危害」を「善行」の一要素としてまとめて、「自律性尊重」を「人格の尊重」に置き換え、3原則とした。これらが世界的に広く知れ渡り、原則主義（principal-ism）に対する反論（何でも原則で割り切ろうとする考え方への異論）を喚起しながらも、『生命医学倫理』は医療倫理全般、『ベルモント・レポート』は人を対象とする研究の倫理において、国際的に共有される考え方として普及していった¹⁸。

WSにおいてもTGメンバーの多くがこれらの原則を引用しつつ状況を分析する発表を繰り返したので、さまざまな、多数の倫理的概念が発表の中で提示されつつも、次第に4つの概念へと収束していった。筆者は医学研究倫理が専門であるため『ベルモント・レポート』をたびたび引用し、Fig. 1に示される「適用」の部分で、福島原子力発電所事故と関わるさまざまな課題に対する分析に応用した。他のメンバーは『生命医学倫理』を引用することが多く、「医学研究」という領域に限定しない応用倫理学の幅広い領域に『生命医学倫理』が影響を与えていることが伺い知れた。

以下に、「4つの中核的な倫理的価値」及びそこから導かれる「手続き的価値」さらに付属書の示す追加的情報について概説する。太字の記述はPublication 138における「要点」の記述の翻訳である。その下は本書の内容の要約であり（一部言葉を補っている）、筆者の既発表論説¹⁹でまとめた内容を本稿にて修正している。

●善行と無危害（beneficence and non-maleficence）

「善き行いを促進し、害を避けることを意味する。例えば、放射線防護の主な目的は、人々の望ましい活動を過度に制限することなく、適切なレベルでの防護を実践することである。」

医療倫理の原点とされる古代ギリシャのヒポクラテスの誓いにおいても、医師は患者を利する治療法を選択すべきであり、「害をなしてはならない」と教えている。「善行」と「無危害」は別個の原則として扱うべき、一つの原則の両側面として扱うべき、という両論が存在する。

本書では、「善行」「無危害」を一つの価値として扱う。ICRPの勧告は、人々を放射線の有害な影響から守り、個人の最善利益に貢献し、間接的には社会生活の質の改善にも寄与することを目的として作成される。これは、所与の状況において確定的影響を回避し、確率的影響を低減することで達成される。

放射線は医療における診断・治療に寄与しつつも害のリスクを伴う。電力の産生を含む原子力の産業利用にお

| B&C | Belmont Report | | ICRP <i>Publication 138</i> | |
|---------------------------------|--|--|---|---|
| | 原則 | 適用 | 中核的価値 | 手続き的価値 |
| 自律性尊重 (respect for autonomy) | 人格の尊重 (respect for persons) ・個人の「自律性」「自己決定権」の尊重 ・自律性の弱い個人には保護を与える | インフォームド・コンセント 意思決定の代行（代諾） 意思決定に威圧の排除 | 善行と無危害 (beneficence/ non-maleficence) | 説明責任 (accountability) |
| 無危害 (non-maleficence) | 善行 (beneficence) ・害をなしてはならない ・益を最大化し、害を最小化する | リスク・ベネフィット評価 | 慎重性 (prudence) | (透明性) transparency |
| 善行 (beneficence) | 正義 (justice) ・リスク・ベネフィットの配分の公平性 | 研究対象者の引き受けるリスクと、研究の結果として得られるベネフィットの配分の公正性 | 正義 (justice) | 包括性 (stakeholder participation) |
| 正義 (justice) | | | 尊厳 (dignity) | (ステークホルダー参画) (inclusiveness (stakeholder participation)) |

文献 18 より一部修正し転載

Fig. 1 The four principles by BEAUCHAMP & CHILDRESS and three principles of Belmont Report of bioethics, and four core ethical values identified by ICRP *Publication 138*.

いては平常時にもリスクを伴い、事故発生時のリスクは甚大となる。難しいのはリスク、害とベネフィットの評価である。それは個人と社会の両側面を考慮に入れ、エビデンスに基づくものでなければならない。また、健康への影響は放射線の害のみならずさまざまな要因について評価し、さらには WHO (世界保健機関) の提唱する「健康」概念の構成要素である身体的、精神的、社会的な「福利」(well-being) を考慮に入れる必要がある。誰が、いかにして評価を行うのか、ステークホルダーの参画を得て透明性のもとに行うべきであり、「将来の世代」や「環境」にとってのリスクとベネフィットについても検討する必要がある。

●慎重性 (prudence)

「行為の及ぶ範囲やその結果についての知識が完全ではない状況の中で、情報を得て注意深く検討した上での選択を行うことを意味する。例えば、放射線リスクの不確

実性は、人間と環境の双方について検討される。」

プラトンやアリストテレスなどギリシャ哲学において記述された「フロネーシス」(phronesis) に語源を遡り「実践的英知 (practical wisdom)」との意味も与えられてきたが、儒教の「智」もこれに近い意味を持つ。合理的な判断と行動を導く、経験に裏付けられた知識である。

ICRP の放射線防護体系では LNT (linear and non-threshold) モデル、すなわち年間 100 mSv 未満の低線量被ばくにおいても線量増加に応じた確率的な害のリスクの線形的な増加を想定する考え方は、意思決定における「慎重な」判断の基盤となる。環境保護をめぐる議論の中で普及した「予防原則」(precautionary principle) も同様の意味を持つ。すなわち結果についての科学的に確実な証拠が十分でない場合にも、深刻な害を避けるために予防的な措置を講じることを先延ばしにしてはならない、という考え方である。これはいづれも「ゼロ・リス

ク」すなわちリスクが皆無であることを求める考え方ではない。リスクを最小化した上で、最良と考えられる合理的な選択肢をとるための原則である。さらに、人間と環境に対する害のリスクに関して、より確実な情報を得るための監視とモニタリングも必要とされる。

各国での WS や TG94 の間でしばしば議論されたのは、「慎重性」という概念は、不確実な状況において行動を差し控えるような知性ではなく、関連する人々の福利のため、行動を選択する「英知」に近い意味に解釈されるべきである、ということであった。

●正義 (justice)

「利益と不利益の配分における公正性を意味する。例えば、個人が不公正にリスクを負うことを避けるために個人が受ける被ばく線量を制限することの根拠となる、重要な価値である。」

「正義」の概念は通常、利益と不利益の配分の公正性(配分的正義, distributive justice)、損失補償の公正性(復元的正義, restorative justice)、意思決定のルールと手続きの公正性(手続き的正義, procedural justice)に大きく分かれる。

ICRP の放射線防護体系は、個人が受ける被ばく線量に制限を設けることで、不平等・不公平な形で個人がリスクを引き受けることを防ごうとする。このため、平常時(計画被ばく状況)、原発事故などの緊急時(緊急時被ばく状況)、また緊急時の後に放射線源の制御が可能となったが通常よりは高い線量である状況や自然バックグラウンドの線量の高い状況(現存被ばく状況)など、各種の被ばく状況に応じて「線量拘束値」「参考レベル」などが設定される³⁾。また、さまざまな被ばく状況における防護対策の意思決定プロセスに市民が参加する権利を認めることは、「手続き的正義」の重要な側面であり、これにより「ステークホルダー参画」が導かれる。

●尊厳 (dignity)

「すべての個人はその属性や置かれている状況に関わらず無条件に尊敬に値する。個人の自律性は、人間の尊厳から必然的に導き出される。例えば、個人が情報を得た上で自ら意思決定できるように、ステークホルダーの参画、エンパワメントを重視することの根拠となる。」

「尊厳」とは人間が人間であることにより本質的に持つ特質であり、年齢、性別、健康状態、障害、社会的地位、民族、宗教などによる差別を受けることなく無条件に尊重されるべきことを意味する。このことは国連人権宣言(1948)²⁰⁾によって「すべての人間は、生まれながらにして自由であり、かつ尊厳と権利について平等であ

る」(外務省訳)とされ国際合意となった。尊厳の概念については18世紀の哲学者カントが、人間を他の目的のための単なる手段としてはならないと論じ、自律性(自己を律する理性)をその根拠としている。ここから個人の行動の自由、自らのことは自らで決める権利(日本においては憲法第13条の示す幸福追求権により導かれる。ただし、公共の福祉に反しない限りにおいて尊重される権利である)が導かれる。

ICRP の放射線防護体系の中では、生物医学研究、医療被ばく、環境保護に関する文書の中で「インフォームド・コンセント」、さらにはリスクを自発的に引き受ける権利、また「拒否する権利」「知る権利」「個人の人権の尊重」などとして記述され、「ステークホルダー参画」の概念へと発展してきた。さらに、原子力災害の被災地においては、個人が情報を与えられた上で自ら意思決定をできるような「エンパワメント」が必要とされる。

●説明責任、透明性、包括性(ステークホルダー参画)

上記の4つの中核的な倫理的価値から、「説明責任」「透明性」「包括性(ステークホルダー参画)」という「手続き的価値」が導き出される。このうち「説明責任」とは、政策や行動に関する意思決定に関与した者には、それにより影響を受ける可能性のある人々すべての疑問に回答する責任があることを意味する。1980年のSIEVERTの講演²¹⁾では、放射線防護の哲学の発展には、善意の市民が自ら駆使すべき放射線についての知識を十分に与えられていないことの懸念を述べつつ、そうした市民の参画を得てこそ放射線防護の哲学が形づくられることを強調している。

●付属書

本書には以下3つの付属書が設けられている。

付属書A「倫理学の理論」では、本書の理解に必要な最小限の、かつ放射線防護と倫理の関係において過去に論じられてきた、倫理学の基本的な概念を、放射線防護理論との関係において解説している。倫理学とは、道徳、善悪、正誤などを扱う哲学の一分野であるが、その主要な理論枠組みに、「メタ倫理学」(善悪などの概念の意味を扱う)、「規範倫理学」(行動規範などを扱う)、「応用倫理学」(倫理学の理論に基づき現実の問題を扱う)があり、そのうち「規範倫理学」は主として、A.1.「徳倫理学」(人間の本質的な道徳性を扱う)、A.2.「帰結主義倫理学」(結果として良い状態が得られることを目指し、「最大多数の最大幸福」を目指す「功利主義」がその代表例である。)、A.3.「義務論倫理学」(善き行い・正しい行いをすべき責務について論じる)に分かれる。これ

までのICRPの体系における倫理的側面の多くは規範倫理学の範疇にあったことをこの解説は示しているが、本書により「放射線防護倫理」という応用倫理学の一分野の基盤が確立したことになる。

付属書B「生命医学倫理の原則」では、本書では生命医学倫理の領域で確立した4原則ないし3原則を放射線防護の文脈でとらえなおして4つの中核的な価値としたため（Fig. 1）、生物医学倫理の原則と、その「原則主義」的アプローチへの批判について解説している。

付属書C「異文化間における価値」は以下3つの論説からなる。C.1.「グローバル・エシックスの台頭」では、倫理的な価値体系の国際共有化・標準化を志向する「グローバル・エシックス」とその成果としての国際的に共有される倫理に関する文書を紹介し、C.2.「異なる文化的文脈における中核的価値についての短評」では本書で抽出した4つの中核的倫理的価値がさまざまな異なる文化における古来の文書でいかに記述されてきたかを論じ、C.3.「儒教理論とアジア的視点」では、本書における倫理的価値と、儒教理論を例としたアジア的視点との共通点と相違点について論じている。

V 福島原子力発電所事故をめぐって

以上のような文書の成立過程において、筆者の発表では、福島原子力発電所事故の問題を、「倫理的価値」の観点から検討し、議論を重ねてきたが、連続WSの最後、2015年6月2・3日福島県立医科大学で開催されたWSでは、福島の地域住民、その健康を支える医療専門家、放射線防護の専門家、放射線リスクに警告を発する市民団体、政治学者なども参加して、ICRP主要メンバーや世界各地からこの課題に関心を寄せる専門家との充実した議論の機会となった²²⁾。

事故直後の強制的避難などにより多くの高齢者の死亡を引き起こしたり²³⁾、避難解除後の「帰還」と関連して、低線量被ばくのリスクに対する考え方の違いが住民間に不和をもたらすような状況もあった。さまざまな倫理的価値が相克し、ぶつかり合い、価値の実現が難しい状況について多くの議論が重ねられた。そうした中で、被災した地域住民たちが、専門家と協力して、一人一人、毎日の自分たちが受けている線量を計測し、語りあい、被ばくによるリスクを低減しつつも日々の生活を取り戻そうとしていく活動²⁴⁾なども紹介された。事故後の複雑な状況においては、被ばくのリスクに対する個人々の、それぞれの背景事情に影響される、さまざまな受け止め方を、尊重し合い、それぞれが時間をかけて、葛藤を乗

り越えて、意思決定をしていく。

こうした意思決定のプロセスにおいて、欧米では個人の自己決定が重視されるが、日本では、周囲の関係者との「調和」が重んじられる。福島でのWSでは、倫理的な原則論に馴染んでこなかった日本人が共有する価値として「和」の概念があるのではないかと、ということも話し合われた。聖徳太子の十七条憲法の第一条「争いごとよりも調和を尊ぶ」に遡り、戦後憲法の「平和主義」にも結びつく。一方、「空気を読む」（最近の流行語では「付度」）といった日本人に特徴的な、自らの意思を主張するよりも周囲や地位の高い者の意向を推し量るメンタリティとも関係しそうである。「和」の概念は、「prudence」と関係するが、不確実性の中で英知をもって選択・行動するという側面よりも、慎重に臆して行動を差し控えてしまう側面を助長する、という意見もあった。一方で、十七条憲法の第十七条で、政策的意思決定は独断で決めず大衆とともに議論すべきと示唆されていることから、個人の尊厳、自律的意思決定を尊重し、「ステークホルダー参画」を実現することへも導かれるのではないかと、との意見もあった。個人の尊厳に由来する基本的人権は、国連宣言²⁰⁾を経て、国際人権規約^{25,26)}により国際条約となり、多くの国がこれに批准している。しかしながら、個人が自らの意思を表明し行動する権利や、自由・平等といった人間に固有の基本的な権利が、さまざまな文化的背景によって、実現が困難であったり、あるいは異なる道筋を辿って実現されることにも、考慮する必要がある。

Publication 138で抽出された「倫理的価値」は、簡潔で、普遍性のある概念であるが、その放射線防護における応用・実践にはさまざまな複雑さが伴う。その複雑さを解く一助となるかもしれない下記の文書（第87文）の翻訳を以下に示し、本稿の結びとしたい。

「正当化、最適化、線量限度という三つの包括的な原則に統合される中核的な倫理的価値は、人々が、低線量の影響に伴う不確実性を考慮に入れながらも価値ある行動を選択し、行動の適切性を判断する基準を評価することを促す。実践においては、合理的なレベルの防護（最適化の原則）、容認可能な被ばくレベル（線量限度の原則）を探索することは、現実の状況に左右されながらも、賢明な行動の選択を迫りし続けることを意味する。それはすなわち、より善く行動しようとし（善行／無危害）、必要のない被ばくを避け（慎重性）、被ばくの配分の公正性を求め（正義）、人々を尊敬して扱う（尊厳）ことを切望する営みでもある。」

謝 辞

筆者の本活動への参画にあたっては、佐々木康人先生（湘南鎌倉総合病院附属臨床研究センター放射線治療研究センター長）に多くのご指導をいただき、本稿についてもご高閲をいただきましたことを、心より感謝いたします。

参 考 文 献

- 1) ICRP; Ethical foundations of the system of radiological protection, ICRP Publication 138, *Ann. ICRP*, **47** (1) (2018).
- 2) L. S. TAYLOR; The philosophy underlying radiation protection, *Am. J. Roent.*, **77**, 914–919 (1957).
- 3) ICRP; The 2007 recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 103, *Ann. ICRP*, **37** (2007).
- 4) R. H. CLARKE and J. VALENTIN; The history of ICRP and the evolution of its policies, ICRP Publication 109, *Ann. ICRP*, **39** (1), 75–105 (2008).
- 5) D. OUGHTON and S. O. HANSSON, (eds.) “Social and Ethical Aspects of Radiation Risk Management,” (2013), Elsevier, Oxford.
- 6) ICRP Task Group 109; Ethics in Radiological Protection for Medical Diagnosis and Treatment. Available at: http://www.icrp.org/icrp_group.asp?id=104, Accessed 31 October 2018.
- 7) ICRP; Radiological protection in biomedical research, ICRP Publication 62, *Ann. ICRP*, **22** (3) (1992).
- 8) C. KURIHARA, K. SAKAI, K. AKAHANE, Y. FUKUSHIMA, T. SUHARA, et al.; Radiological protection of human subjects: the first report, a comparative study of the UK, USA and Japan regulations and domestic questionnaire survey, “*Kakuigaku*” [Nuclear Medicine], **47** (1), 9–28 (2010) (in Japanese).
- 9) Subcommittee on Medical Radiation Management, Medical Science and Pharmaceutical Committee, Japan Radioisotope Association, Radiation Protection Committee of the Japanese Society of Nuclear Medicine; Current status and future prospect of radiation exposure to research volunteers in institutes with nuclear medicine. —The report of questionnaires regarding radiation exposures to volunteers in clinical researches and clinical trials—, *RADIOISOTOPES*, **59** (11), 659–673 (2010) (in Japanese).
- 10) IAEA, et al.; International Basic Safety Standards for Protection Against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, IAEA Safety Series No. 115 (1996).
- 11) C. KURIHARA; “Fukushimagenpatsujiko wo meguru rinriteki kousatsu —ICRP TG94 no katsudouhoukoku toshite” [Ethical consideration on the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident —report of the activities of TG94], “Shuninsha News” [Radiation protection supervisor’s news], **20**, 2–5 (2014) (in Japanese).
- 12) C. KURIHARA, K. CHO and R. E. TOOHEY; Core ethical values of radiological protection applied to Fukushima case: reflecting common morality and cultural diversities, *J. Radiol. Prot.*, **36**, 991–1003 (2016).
- 13) ICRP; Pregnancy and medical radiation, ICRP Publication 84, *Ann. ICRP*, **30** (1) (2000).
- 14) ICRP; A framework for assessing the impact of ionizing radiation on non-human species, ICRP Publication 91, *Ann. ICRP*, **33** (3) (2003).
- 15) ICRP; Application of the Commission’s recommendations to the protection of people living in long-term contaminated areas after a nuclear accident or a radiation emergency, ICRP Publication 111, *Ann. ICRP*, **39** (3) (2009).
- 16) T. L. BEAUCHAMP and J. F. CHILDRESS; “Principles of Biomedical Ethics” 3rd ed., (1989), Oxford University Press Inc., Oxford, Translated by Y. NAGAYASU and N. TACHIKI, “Seimeigakurini” [Principles of Biomedical Ethics], (1997), Seibundo Publishing Co. Ltd., Tokyo.
- 17) The National Commission for the Protection of Human Subjects of Biomedical and Behavioral Research; The Belmont Report, (1979), Translated by K. TSUTA, T. MITSUISHI, C. KURIHARA, “*Rinsho Hyoka*” [Clinical Evaluation], **28**, 559–568 (2001).
- 18) R. KIMURA; Bioethics and an idea of life: civic action to enhance human dignity —Interview with Professor Rihito KIMURA—, “*Rinsho Hyoka*” [Clinical Evaluation], **44** (2), 249–263 (2016) (in Japanese).
- 19) C. KURIHARA; Publishing of ICRP Publication 138 “Ethical foundation of system of radiological protection”, “*Genankyo Dayori*”, **283** (2018) (in Japanese).
- 20) United Nations; The universal declaration of human rights, Adopted 10 December (1948).
- 21) L. TAYLOR; Some non-scientific influences on radiation protection standards and practice, the 1980 Sievert

- lecture, *Health Phys.*, **39**, 851–874 (1980).
- 22) C. KURIHARA; Activities on “Ethics in Radiological Protection” by ICRP-TG94, *Isotope News*, **736**, 38–41 (2015) (in Japanese).
- 23) “Shinsaikanrenshi ni kansuru kentoukai” [Study Group on the disaster-related death], Reconstruction Agency; “Higashinihon daishinsai ni okeru Shinsaikanrenshi ni kansuru houkoku” [Report on the disaster-related death at the Aftermath of the Tohoku earthquake and tsunami], 21 August (2012) (in Japanese).
- 24) R. ANDO; Measuring, discussing, and living together: lessons from 4 years in Suetsugi, *Ann. ICRP*, **45** (1 Suppl), 75–83 (2016).
- 25) United Nations; International Convent on Economic, Social and Cultural Rights, Adopted and opened for signature, ratification and accession by General Assembly resolution 2200A (XXI) of 16 December 1966, entry into force January 1976, in accordance with Article 27.
- 26) United Nations; International Convent on Civil and Political Rights, Adopted and opened for signature, ratification and accession by General Assembly resolution 2200A (XXI) of 16 December 1966, entry into force March 1976, in accordance with Article 49.



栗原 千絵子 (くりはら ちえこ)

1983年早稲田大学政治経済学部経済学科卒，出版社勤務，医学雑誌「臨床評価」編集（現・編集委員），科学技術文明研究所（民間の生命倫理研究機関）などを経て，2007年より放射線医学総合研究所（2016年4月より量子科学技術研究開発機構）勤務，研究の倫理審査や信頼性保証に従事。

解説

英国の放射線業務従事者 (NRRW) を対象とした
最新の疫学調査の概要工藤 伸一^{*1, #}, 西出 朱美^{*1}, 吉本 恵子^{*1}, 古田 裕繁^{*1}, 三枝 新^{*1}

(2018年9月19日受付)

(2018年12月5日採択)

Outline of the Latest Analysis of Radiation Epidemiological Study among UK National Registry for Radiation Workers
(NRRW)Shin'ichi KUDO^{*1, #}, Akemi NISHIDE^{*1}, Keiko YOSHIMOTO^{*1}, Hiroshige FURUTA^{*1} and Shin SAIGUSA^{*1}

In August 2018, the latest analysis of the UK National Registry for Radiation Workers (NRRW 3rd update) has been published. The NRRW studies have been published almost every ten years since the first analysis (1992). The series of NRRW aimed to analyse cancer risk from low dose occupational radiation exposure. This latest analysis is the study using third analysis data and an additional ten years of follow-up information, but did not include additionally dosimetry information. As the set of ten years lag period, only the risks of cancer were analysed, but excluding leukaemia risks owing to its lag period as two years. The same statistical methods were used in the series of NRRW study. This review provides an outline and summary of the key points of NRRW 3rd update. We denote introduction in chapter 1, summary in chapter 2, comparison with previous studies and other studies in chapter 3, discussion about results in chapter 4, meaning and limitation in chapter 5 and conclusion in chapter 6.

KEY WORDS: low dose radiation, radiation risk, cancer, cohort study, epidemiological study.

I はじめに

2018年8月、英国の放射線業務従事者を対象とした疫学研究「National Registry for Radiation Workers (NRRW)」の最新論文 Cancer mortality and incidence following external occupational radiation exposure: an update of the 3rd analysis of the UK national registry for radiation workers¹⁾ (以下、本論文) が British Journal of Cancer 誌より発表された。NRRW 研究とは、現英国公衆衛生庁放射線影響局により実施されている英国国家登録された放射線業務従事者を対象としたコホート研究であり、放射線業務による被ばくの影響を健康への影響を検討するために1976年より実施されている研究である。解析対象者数は17万人、総観

察人年は370万人年と単一国では最大規模の疫学研究となっている。

この研究の第1回解析²⁾は1992年、第2回解析³⁾は1999年、第3回解析⁴⁾は2009年に発表されている。本論文では追跡期間が前回より10年延長されたが、線量の累積期間は延長されていない。このため潜伏期10年を仮定するがんを対象とし、潜伏期2年を仮定する白血病等は、解析対象から除外されている。解析の結果、白血病を除く全がん (Excess Relative Risk per Sievert (以下 ERR/Sv) = 0.28 (90%CI: 0.10, 0.48))¹⁾、その他の疾患において線量とともに有意に増加するリスク推定値が示された。これらの結果に基づいて著者らは、前回解析と比べて狭い信頼区間を実現し、得られたリスク推定値は原爆被爆者を対象とした原爆被爆者寿命調査 (Life Span Study: 以下 LSS)^{5, 6)} 論文と一致していると結論づけている。

^{*1} (公財) 放射線影響協会放射線疫学調査センター; 東京都千代田区鍛冶町1-9-16丸石第2ビル5階 (〒101-0044)
Institute of Radiation Epidemiology, Radiation Effects Association;
1-9-16 Maruishi Dai-ni Building 5F, Kajicho, Chiyoda-ku, Tokyo
101-0044, Japan.

[#] Corresponding author; E-mail: s_kudo@rea.or.jp

¹⁾ 以下、特に記載がなければ90%信頼区間を指す。

本稿では、本論文の概要といくつかのポイントとなる点について概括する。

II 論文の概要

本論文の目的は、職業被ばくによる低線量・低線量率放射線によるがんリスク（死亡、罹患）を検討することである。研究デザインはコホート研究であり、解析対象者のうち、半分強を国防省、核兵器・原子力潜水艦等の軍事関連施設の従事者が占め、2割を使用済み燃料再処理、燃料加工など燃料サイクル事業施設の従事者が占める。生死の状況、死亡者の死因については、全国規模で実施されている National Health Service Central Registers で確認された。線量データは記録線量が使用されており、臓器線量への変換等はなされていない。記録線量はガンマ線、X線、そして少ないがベータ線、中性子線量の合算値となっている。内部被ばくの線量は使用されていないが、内部被ばくを受けた可能性のある従事者が特定された。線量の累積については10年の潜伏期を仮定している。

解析対象者は167,003人、1955年1月1日から2011年12月31日における総観察人年は3,684,391人年、平均累積被ばく線量は25.3 mSvとなっている。全死亡、全がん、また、いくつかの部位において、線量とともに有意に増加する過剰相対リスク（ERR/Sv）を示した。これらの結果に基づいて著者らは「本論文は前回解析で得られたがん死亡と職業被ばくとの関連を更に補強するものとなった。追跡期間の延長により、前回より狭い信頼区間を実現でき、得られたリスク推定値はLSSの調査結果と一致している」と結論づけている。

III 前回までの研究、及び他の研究との比較

1. 手法、集団特性等

Table 1 にコホートの組成、解析手法、集団特性を示す。「IV 解析結果についての考察 4. 潜伏期変更解析」で後述するが、NRRWでは潜伏期の仮定により解析対象者数、観察人年が異なる方法を採用している。表中では観察死亡数、総観察人年は前回（NRRW 3rd）、今回（NRRW 3rd update）とも潜伏期10年の値を記載し、比較が可能となっているが、解析対象者数、平均線量については前は潜伏期0年、今回は10年の値となっているため、比較の際には注意を要する。

コメント

コホートは軍事関連従事者が全体の半分強、燃料加工・再処理従事者が2割強、電力従事者が1割となっており、8割を原子力発電施設従事者が占める日本とは組成が異なる。

2. 死亡解析、罹患解析結果

Tables 2, 3 に、前回及び今回の死亡解析結果及び罹患解析結果の抜粋を示した。太字は線量とともに有意に増加するERR/Svと90%信頼区間（CI）を示している。なお、今回の解析では白血病、非がんを対象としていないため、表に含めなかった。

前回及び今回の解析の結果において有意に高いERR/Svを示した疾患は、死因別では、全死亡、全新生物、全がん、白血病を除く全がん、白血病・肺・胸膜を除く

Table 1 The comparison of methodology and cohort member characteristics between NRRW 3rd and NRRW 3rd update.

| | NRRW 3rd ⁽⁴⁾ (2009) | NRRW 3rd update ⁽¹⁾ (2018) |
|-------------------------|--|--|
| Cohort | Army (AWE, MOD, UKAEA, Rolls Royce Submarines) <i>n</i> = 107,415 (63%) Electronic (British Energy Generation and Magnox Electric) <i>n</i> = 16,550 (9%) Nuclear fuel cycle (British Nuclear Fuels Ltd) <i>n</i> = 40,284 (23%) Others | Followed to NRRW 3rd |
| Radiation dose category | 0-, 10-, 20-, 50-, 100-, 200-, 400 + mSv | Followed to NRRW 3rd |
| Adjusted variables | Attained year, Sex, Calendar period, Industrial classification, First employer | Followed to NRRW 3rd |
| Lag (year) | 2 years for leukaemia, 10 years for others | 10 years leukaemia was not analyzed. |
| Population | <i>n</i> = 174,541 ^a (lag 0 years) | <i>n</i> = 167,003 ^b (lag 10 years) |
| Total death | <i>n</i> = 23,326 ^b | <i>n</i> = 34,819 ^b |
| Total person-year | 2,430,000 person-years ^b | 3,684,391 person-years ^b |
| Mean external dose | 24.9 mSv ^a | 25.3 mSv ^b |

^a Under 0 year lag assumption.

^b Under 10 year lag assumption.

Abbreviation

AWE: Atomic Weapon Energy

MOD: Ministry Of Defence

UKAEA: United Kingdom Atomic Energy Authority

Table 2 ERR/Sv and 90% CI of mortality by causes of death.

| Cause of death | NRRW 3rd ⁴⁾ (2009) | | NRRW 3rd update ¹⁾ (2018) | |
|---|-------------------------------|-----------------------------|--------------------------------------|-----------------------------|
| | Number of deaths | ERR/Sv ^a (90%CI) | Number of deaths | ERR/Sv ^a (90%CI) |
| All causes | 23,326 | 0.145 (0.00, 0.3) | 34,819 | 0.173 (0.05, 0.30) |
| All neoplasms | 7,812 | 0.268 (0.01, 0.55) | 11,770 | 0.243 (0.03, 0.48) |
| All malignant neoplasms | 7,684 | 0.279 (0.02, 0.56) | 11,641 | 0.27 (0.05, 0.51) |
| All solid cancers | | | 10,779 | 0.238 (0.01, 0.48) |
| All malignant neoplasms ex leukaemia | 7,455 | 0.275 (0.02, 0.56) | 11,329 | 0.285 (0.06, 0.53) |
| All malignant neoplasms ex lung, pleura and leukaemia | 5,118 | 0.323 (0.02, 0.67) | 8,114 | 0.366 (0.11, 0.65) |
| Stomach | 518 | 0.336 (-0.51, 1.58) | 659 | 0.274 (-0.47, 1.34) |
| Rectum | 303 | 1.687 (0.19, 4.12) | 472 | 1.716 (0.42, 3.61) |
| Liver | 89 | 0.80 (-1.19, 8.28) | 195 | 1.61 (-0.04, 6.18) |
| Larynx | 67 | 4.071 (0.57, 12.02) | 93 | 2.588 (0.11, 7.63) |
| Trachea, bronchus and lung | 2,230 | 0.106 (-0.35, 0.67) | 3,058 | 0.028 (-0.38, 0.51) |
| Pleura | 107 | 1.311 (-0.87, 5.69) | 157 | 1.057 (-0.96, 5.21) |
| Uterus | 19 | 17.805 (<-1.93, 72.27) | 30 | 7.002 (<-1.93, 31.5) |
| Ovary | 18 | <-1.929 (<-1.93, 89.13) | 41 | 10.571 (<-1.93, 69.9) |
| Bladder | 301 | 0.40 (-0.64, 2.07) | 447 | 1.489 (0.28, 3.19) |
| Lymphatic or haematopoietic incl leukaemia | 612 | 0.655 (-0.28, 1.97) | 874 | 0.693 (-0.10, 1.74) |
| Non-Hodgkin lymphoma | 237 | 0.777 (-0.50, 2.88) | 353 | 1.307 (-0.05, 3.31) |
| Multiple myeloma | 113 | 1.195 (-0.88, 5.96) | 175 | 1.496 (-0.21, 4.8) |

^a Significant ERR/Sv and 90%CI are shown in bold font

Table 3 ERR/Sv and 90% CI of incidence by cancer site.

| Cancer site | NRRW 3rd ⁴⁾ (2009) | | NRRW 3rd update ¹⁾ (2018) | |
|--|-------------------------------|-----------------------------|--------------------------------------|-----------------------------|
| | Number of cases | ERR/Sv ^a (90%CI) | Number of cases | ERR/Sv ^a (90%CI) |
| All neoplasms ^b | 11,996 | 0.302 (0.08, 0.54) | 21,842 | 0.332 (0.15, 0.52) |
| All malignant neoplasms ^b | 11,165 | 0.281 (0.06, 0.53) | 19,816 | 0.271 (0.09, 0.47) |
| All solid cancers ^b | | | 18,214 | 0.221 (0.03, 0.42) |
| All malignant neoplasms ex leukaemia ^b | 10,855 | 0.266 (0.04, 0.51) | 19,296 | 0.283 (0.10, 0.48) |
| All malignant neoplasms ex lung, pleura and leukaemia ^b | 8,443 | 0.305 (0.05, 0.58) | 15,637 | 0.278 (0.07, 0.5) |
| Stomach | 618 | 0.305 (-0.44, 1.37) | 846 | 0.2 (-0.42, 1.05) |
| Rectum | 586 | 1.307 (0.21, 2.85) | 1,115 | 1.084 (0.23, 2.2) |
| Liver | 86 | -0.09 (<-1.93, 6.58) | 206 | 0.2 (-1.50, 3.43) |
| Larynx | 165 | 0.839 (-0.46, 3.05) | 253 | 0.128 (-0.81, 1.66) |
| Trachea, bronchus and lung | 2,222 | 0.051 (-0.41, 0.62) | 3,263 | 0.13 (-0.28, 0.61) |
| Pleura | 190 | 1.354 (-0.71, 5.51) | 396 | 2.4 (0.48, 5.22) |
| Non-melanoma skin cancer | 326 | 1.497 (0.23, 3.4) | 5,460 | 0.797 (0.40, 1.24) |
| Uterus | 58 | 10.523 (0.27, 39.4) | 104 | 5.366 (<-1.94, 26.2) |
| Ovary | 15 | <-1.934 (<-1.93, 61.13) | 61 | 8.265 (1.12, 34.85) |
| Bladder | 748 | 0.646 (-0.15, 1.72) | 1,158 | 0.914 (0.16, 1.88) |
| Lymphatic or haematopoietic incl leukaemia | 831 | 1.344 (0.34, 2.67) | 1,614 | 0.919 (0.22, 1.78) |
| Non-Hodgkin lymphoma | 305 | 1.284 (-0.18, 3.53) | 707 | 1.261 (0.24, 2.63) |
| Multiple myeloma | 149 | 3.597 (0.77, 8.94) | 277 | 2.806 (0.76, 6.13) |

^a Significant ERR/Sv and 90%CI are shown in bold font

^b Exclude non-melanoma skin cancer

全がん、直腸がん、喉頭がんであり、罹患部位別では、全新生物、全がん、白血病を除く全がん、白血病・肺・胸膜を除く全がん、直腸がん、非黒色腫皮膚がん、白血病を含むリンパ造血系がん、多発性骨髄腫であった。また、今回初めて解析対象となった固形がんも死因別、罹患部位別ともに有意に高いERR/Svを示した。

前回は有意でないが今回は有意に高いERR/Svを示した疾患は死因別では、膀胱がん、罹患部位別では、胸膜がん、卵巣がん、膀胱がん、非ホジキンリンパ腫であった。

前回は有意に高いERR/Svを示したが、今回は有意でない疾患は、罹患部位別の子宮がんであった。全皮膚がんについては、前回罹患部位別で有意に高いERR/Svを示した。

示したが、今回は解析対象外であった。

3. これまでの解析結果、及び他の研究との比較

固形がんでは死亡 (ERR/Sv = 0.24 (0.01, 0.48)), 罹患 (ERR/Sv = 0.22 (0.03, 0.42)) とともに, LSS⁶⁾ (死亡 ERR/Gy = 0.29 (0.17, 0.43), 罹患 ERR/Gy = 0.30 (0.16, 0.46)) とよく一致し, 固形がんから肺がんと胸膜がんを除いた場合も同様の傾向を示した。本論文の 85% の対象者を含む INWORKS⁷⁾ では白血病を除く固形がんは 37% 高い ERR/Gy = 0.33 (0.12, 0.56) を示しているが, 信頼区間の重なりは大きい。Mayak⁸⁾ (死亡 ERR/Gy = 0.12 (95%CI: 0.03, 0.21), 罹患 ERR/Gy = 0.06 (-0.001, 0.13)) では本論文の結果より小さな ERR/Sv を示している。

コメント

本論文で取り上げられた LSS, INWORKS 以外の研究, NRRW の第 1 回解析²⁾, 第 2 回解析³⁾, 第 3 回解析⁴⁾, 日本 (J-EPISODE: Japanese EPidemiological Study On low Dose Effect)⁹⁾, 15 か国解析¹⁰⁾, 米国 (軍事関連従事者を主体としたプール解析)¹¹⁾, 米国 (原子力発電施設主体)¹²⁾, フランス^{13, 14)}, カナダ¹⁵⁾ との比較結果を以下に述べる (Table 4)。

1) NRRW 第 1 回, 第 2 回解析

白血病を除く全がんにおいて, 観察死亡数が第 1 回から約 8 倍に増加し, 狭い信頼区間を実現している。第 1 回では有意ではなく今回有意な結果となったことは信頼

区間が狭くなったことも一因であるが, 点推定値自体も調査の継続に伴い上昇している。この傾向は, 胃がん, 肝がんでも見られるが, 肺がんではそのような傾向は見られない。

2) 日本

日本のデータは喫煙情報を有する 71,733 人を対象として喫煙調整した結果を示している。白血病を除く全がんの ERR/Sv の点推定値はほぼ等しいが信頼区間の幅の違いにより, 有意性は異なっている (日本: 0.29 (-0.81, 1.57), NRRW 3rd update: 0.285 (0.06, 0.53))。また日本, NRRW 3rd update とともに肝がんの ERR/Sv は他の死因と比べて幾分高い値を示している。この原因として累積線量と肝炎ウイルスの関連の可能性が考えられ, 日本ではこの検討のために肝炎ウイルス感染歴を質問項目に含めた生活習慣等アンケート調査を実施しているところである。

3) 15 か国解析

いずれの死因も 15 か国解析の ERR/Sv は NRRW 3rd update より高い値を示しており, これは公表後に不備があったと発表されたカナダのデータが寄与している可能性がある^{16, 17)}。しかしカナダを除外した場合も, 白血病を除く全がんの ERR/Sv は 0.58 (-0.22, 1.55) と依然高い点推定値を示している¹⁸⁾。

4) 米国 (Pooled)

白血病を除く全がんの観察死亡数は 10,877 人と

Table 4 The comparison of ERR/Sv with other studies.

| No. | Study | All cancers excluding leukaemia | | Stomach cancer | | Liver cancer | | Lung cancer | |
|-----|-------------------------------|---------------------------------|-------------------------------------|-----------------|----------------------------|-----------------|---------------------------------------|-----------------|------------------------------------|
| | | Observed deaths | ERR/Sv (90%CI) | Observed deaths | ERR/Sv (90%CI) | Observed deaths | ERR/Sv (90%CI) | Observed deaths | ERR/Sv (90%CI) |
| 1 | NRRW 1st ²⁾ | 1,435 | -0.467 (-0.12, 1.20)* ¹⁾ | 139 | -0.126 (-1.20, 2.13) | 20 | -0.196 (<-1.96, 12.83)* ²⁾ | 491 | 0.124 (-0.80, 1.52)* ³⁾ |
| 2 | NRRW 2nd ³⁾ | 3,020 | 0.086 (-0.28, 0.52) | 255 | -0.032 (-0.95, 1.49) | 43 | 0.60 (<-1.95, 9.67)* ²⁾ | 959 | -0.11 (-0.72, 0.72)* ³⁾ |
| 3 | NRRW 3rd ⁴⁾ | 7,455 | 0.275 (0.02, 0.56) | 518 | 0.336 (-0.51, 1.58) | 89 | 0.80 (-1.19, 8.28) | 2,230 | 0.106 (-0.35, 0.67) |
| | | <i>10,885</i> | <i>0.266 (0.04, 0.51)</i> | <i>618</i> | <i>0.305 (-0.44, 1.37)</i> | <i>86</i> | <i>-0.09 (<-1.93, 6.58)</i> | <i>2,222</i> | <i>0.051 (-0.41, 0.62)</i> |
| 4 | NRRW 3rd update ¹⁾ | 11,329 | 0.285 (0.06, 0.53) | 659 | 0.274 (-0.47, 1.34) | 195 | 1.61 (-0.04, 6.18) | 3,058 | 0.028 (-0.38, 0.51) |
| | | <i>19,296</i> | <i>0.283 (0.10, 0.48)</i> | <i>846</i> | <i>0.2 (-0.42, 1.05)</i> | <i>206</i> | <i>0.2 (-1.50, 3.43)</i> | <i>3,263</i> | <i>0.13 (-0.28, 0.61)</i> |
| 5 | J-EPISODE ⁹⁾ | 1,326 | 0.29 (-0.81, 1.57) | 218 | -0.20 (-2.94, 2.55) | 138 | 3.89 (-0.46, 10.34) | 319 | 0.94 (-1.24, 3.90) |
| 6 | 15-country ¹⁰⁾ | 5,024 | 0.97 (0.27, 1.80) | 347 | 0.49 (<0, 3.92) | 62 | 6.47 (<0, 27.0) | 1,457 | 1.86 (0.49, 3.63) |
| 7 | US (Pooled) ¹¹⁾ | 10,877 | 0.14 (-0.17, 0.48) | | | | | 3,514 | 0.069 (-0.43, 0.66) |
| 8 | US (NPP) ¹²⁾ | 368 | 0.506 (-0.21, 4.64)* ⁴⁾ | 16 | 19.50 (-2.23, 141) | | | 125 | 0.246 (<-2.51, 8.44) |
| 9 | France ^{13, 14)} | 2,312 | 0.34 (-0.56, 1.38)* ⁴⁾ | 98 | 4.02 (<0, 13.74) | 80 | 1.71 (<0, 8.47) | 585 | 1.20 (-0.63, 3.55) |
| 10 | Canada ¹⁵⁾ | 468 | 1.20 (-0.73, 4.33) | | | | | 174 | 3.13 (-0.45, 10.4) |

Italic denotes the results of incidence.

*¹⁾: All cancers.

*²⁾: Liver and gallbladder.

*³⁾: Trachea, bronchus, lung, pleura.

*⁴⁾: Solid cancers.

NRRW 3rd update の 11,329 人に迫る規模となっており、肺がんでは 3,514 人と NRRW 3rd update の 3,058 人を上回っている。ERR/Sv は白血病を除く全がんで 0.14 (-0.17, 0.48) と NRRW 3rd update 0.285 (0.06, 0.53) の半分、肺がんでは 0.069 (-0.43, 0.66) と NRRW 3rd update 0.028 (-0.38, 0.51) の倍であるが、いずれも有意ではない。

5) 米国 (NPP), フランス, カナダ

これらの研究における ERR/Sv は NRRW 3rd update より高い値を示しているが、胃がん、肺がんでは観察死亡数が少ないため、信頼区間は広がっている。

本論文の結果は、他の研究と比較して観察死亡数、罹患数が多いため信頼区間は狭い。ただし研究間ではコホートの組成 (例えば主たる雇用先が発電施設か、軍需関連か等) や、調整変数等の解析条件が異なることには留意する必要がある。

IV 解析結果についての考察

以下の記述は特に記載がなければ死亡解析の結果に基づく。

1. 喫煙による交絡

喫煙による交絡について検討するために、白血病を除く全がんから、さらに肺がん、胸膜がんを除外した解析を行っている。その結果、ERR/Sv が 0.28 (0.06, 0.53) から 0.37 (0.11, 0.65) と上がることで、および COPD (慢性閉塞性肺疾患: 原因の 90% 以上が喫煙) の ERR/Sv が -0.62 (-0.96, -0.18) と負であることから、累積線量と喫煙との交絡 (累積線量が高い従事者ほど喫煙率が高いこと) はありそうになく、むしろ負の相関がある可能性を示唆している。しかしながら前回解析では、喫煙関連の非がん (著者注: おそらく循環器系疾患のこと) において累積線量と死亡率との有意な正の関連が見られたことから、喫煙による交絡についてのシンプルな解釈は困難であるかもしれない、と述べている。

コメント

日本の調査¹⁹⁾では、喫煙情報を有しない者を含む 204,103 人を対象として白血病を除く全がんから肺がんを除外した場合、ERR/Sv が 1.20 (0.43, 1.96) から 0.66 (-0.18, 1.50) へと減少した。また、国際がん研究機関 (International Agency for Research on Cancer: 以下 IARC) による 15 か国解析¹⁰⁾では、白血病を除く全がんから

肺、胸膜がんを除外した場合、ERR/Sv が 0.97 (0.27, 1.80) から 0.59 (-0.16, 1.51) へと減少し、いずれも累積線量と喫煙との交絡が疑われる結果となっている。INWORKS⁷⁾においても、固形がんから喫煙関連がんを除外した場合に ERR/Gy が 0.47 から 0.37 と減少することは、喫煙による交絡の可能性が幾分あることを示唆している^{20,21)}。

このように喫煙による交絡の状況はコホートごとに異なる。また、NRRW の前回解析と今回解析においても喫煙による交絡の状況が異なることが示唆されたことは、同一コホートにおいても観察期間の延長により、線量、喫煙状況が変化し、その結果として交絡の状況が変化する可能性があると言える。

2. 健康労働者生存効果

高線量被ばく者の寄与を調べるため、累積線量を 400 mSv 未満、200 mSv 未満、100 mSv 未満に限定した解析を行っている。白血病を除く全がんの ERR/Sv は、線量群を限定しても有意なままであったが、白血病・肺・胸膜を除く全がんでは全線量を用いた場合のみに有意で、400, 200, 100 mSv 未満に限定した場合には有意性は消失した。解析対象とする線量をより低い範囲に限定するごとに ERR/Sv が増加することは、高線量群の相対リスクが低いことを意味し、これは健康労働者生存効果 (Healthy Worker Survivor Effect: HWSE) の可能性があるためと述べている。

コメント

HWSE は、従事を継続する者は離職する者に比べて健康になる傾向、言い換えれば健康な者が従事を継続できる集団として選択されるプロセスを言う。²²⁾ は、「曝露が死亡率に影響を与えないという仮定の下では、長期従事者は短期従事者より曝露量が多くなるが、HWSE により長期従事者の死亡率は短期従事者より低くなる」と述べている。HWSE は日本のデータ²³⁾においても、従事年数の増加と共に死亡相対リスクが減少する傾向として見られている (Fig. 1)。INWORKS の白血病論文²⁴⁾においても、解析対象とする線量をより低い範囲に限定する方法が用いられているが、信頼区間は広がるものの、点推定値はほとんど変わらないという結果となっている。前述した日本のデータでは非がんに比べてがんは、より弱い HWSE を示している。INWORKS の結果は白血病では HWSE が存在しないことを示唆している可能性が考えられる。

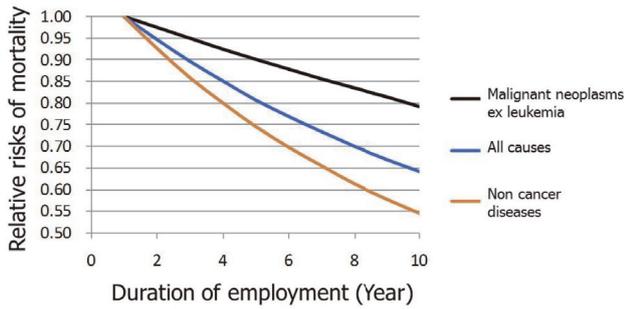


Fig. 1 Relative risks of mortality by duration of employment with Japanese cohort.

3. 内部被ばくの検討

内部被ばくの検討のために2つの方法が行われている。1つは内部被ばくモニター（以下では単に「内部被ばく」という）の有無による層別調整、もう1つは内部被ばくのある者（解析対象者全体の25%、がん死亡者では31%）を除外する方法である。前者の方法では、死因解析において、白血病を除く全がんは有意ではなくなったが、白血病・肺・胸膜を除く全がんは有意なままであった。後者の方法では、白血病を除く全がんのERR/Svは0.28 (0.06, 0.53) から0.66 (0.20, 1.18)へと増えた（罹患解析では60%増）。白血病・肺・胸膜を除く全がんは0.74 (0.22, 1.33)と有意なままであった。この方法では、直腸がんと膀胱がんは有意性が消失したが、胃がんでは0.27 (-0.47, 1.34) から2.65 (0.60, 5.82)と10倍になった。

内部被ばくのある従事者は外部被ばく線量も高い傾向があり、100 mSv以上を被ばくしたがん死亡者のうちの67%を占める。また、100 mSv未満に限定した解析にお

いて、内部被ばくのある従事者とない従事者のサブグループ解析の結果、ERR/Svは双方とも1.2であった（筆者注：おそらく白血病を除く全がんの結果）。全線量域の解析において、100 mSv未満に限定した場合に比べてERR/Svが減少することは前述のHWSEによると思われるが、その効果は高線量群をより多く含む内部被ばくのある従事者の方が強い。

コメント

INWORKSの非がん論文²⁵⁾では、循環器系疾患、虚血性心疾患、脳血管疾患のいずれも内部被ばくのある群が、ない群に比べて高いERR/Svを示した。これについてINWORKSの著者らは考察で以下のように述べている。「内部被ばく状況のデータは、内部被ばくの有無のみであり、従事期間のどの時点で内部被ばくが発生したのかはわからない。このため内部被ばくがある者は、従事の最初から最後まで内部被ばくがあったと仮定した。しかし内部被ばくが従事開始から発生することは考えにくいいため、観察人年の初めの部分は内部被ばくがないにもかかわらず、内部被ばくがある群の観察人年として累積される。観察初期は低線量であるから、この結果、内部被ばくがある群における低線量群では人年の水増しによる死亡率（＝観察死亡数/観察人年）の減少が発生する。一方、内部被ばくがない群ではこれと逆のことが起こる。本調査で見られた内部被ばくのある群が、ない群より高いERRを示した原因はこれによる」。Fig. 2はこの状況の模式図である。内部被ばくのある群の低線量域では死亡率の分母である人年が増え、死亡率が下がる。高線量では人年が増える度合いは低線量域より少ないた

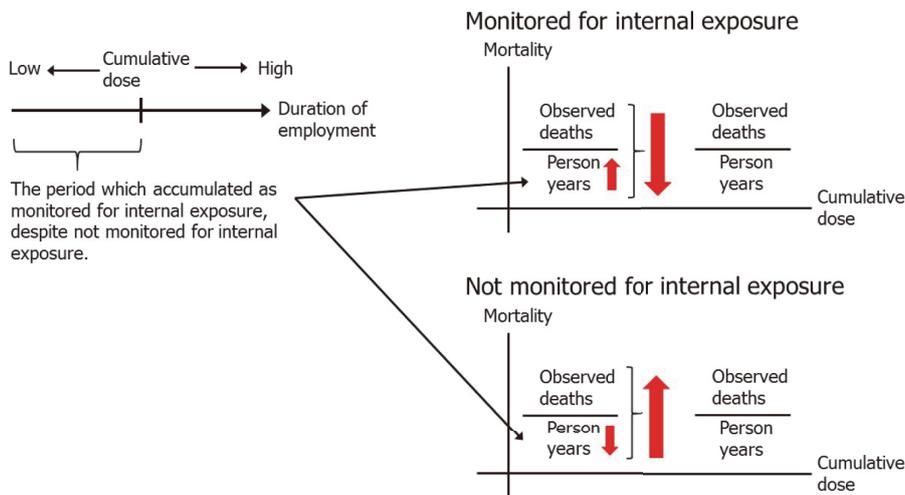


Fig. 2 Treatment of internal exposure period and predicted results in NRRW.

め死亡率はほとんど変わらない。この結果、ERRの傾きを大きくさせる。

NRRWにおける内部被ばく状況のデータも、内部被ばくの有無のみであるため、本論文においても内部被ばく状況が誤分類された結果、人年が誤分類されたことについて言及されている。しかし内部被ばくのある者を除外した結果、ERR/Svが増加することは、「内部被ばくありの群におけるERR/Sv < 内部被ばくなしの群におけるERR/Sv」を意味し、これはINWORKS非がん論文²⁵⁾で示された「内部被ばくありの群におけるERR/Sv > 内部被ばくなしの群におけるERR/Sv」とは逆の結果となっている。内部被ばくのある者を除外した解析結果はINWORKSのがん論文⁷⁾にも記載されている。白血病を除く全がんのERR/Gyの点推定値は0.48であり、内部被ばくのない者のERR/Gyは0.72であるため、こちらも「内部被ばくありの群におけるERR/Gy < 内部被ばくなしの群におけるERR/Gy」という結果となっている。これらの結果を勘案すると、INWORKS非がん論文において言及された人年の誤分類の効果はそれほど大きなものではなく、内部被ばくのある者を除外した解析結果は、その集団内における内部被ばくのある者の線量と死亡率に左右される可能性が考えられる。

4. 潜伏期変更解析

潜伏期について10年の他に15年、20年を仮定した解析が行われている。白血病を除く全がんのERR/Svは以下のとおりである。

| | |
|-----|-------------------|
| 10年 | 0.28 (0.06, 0.53) |
| 15年 | 0.27 (0.03, 0.53) |
| 20年 | 0.35 (0.08, 0.65) |

コメント

IARCによる15か国非がん論文²⁶⁾、INWORKS非がん論文²⁵⁾、フランスの放射線疫学論文¹³⁾、日本の放射線疫学調査報告書²⁷⁾では潜伏期が長くなるほどERRが単調

に増加する傾向が示されているが (Table 5)、本論文では10年から15年の部分が増加とはなっていない。この原因はNRRW以外の解析では潜伏期間の人年を0 mSvとして含めるが、NRRW解析では除外することに起因している可能性がある (Fig. 3)。前者では総観察死亡数は潜伏期の有無にかかわらず不変であり、累積線量が少なくなるため線量群ごとのERRは低線量側に移動し、この結果ERR/Svの傾きが大きくなる (Fig. 4)。累積線量の減少により線量カテゴリーを移動するケースもあるが、全体への寄与は少ない。後者では潜伏期を考慮すると総観察死亡数が減少し、ERRの傾きは死亡数の減少度合いと累積線量の減少度合いによって決定される。潜伏期間における人年を除外すべきかどうかについての共通見解はないと筆者は理解しているが、前者の方法を採用している研究が多いようである。これは潜伏期の考慮にかかわらず観察死亡数が一定であることのわかりやすさが一因である可能性が考えられる。

5. 従事年数による調整

従事年数を0-9、10-29、30年以上に区分して調整変数に加えた場合、ほとんどの死因において調整前と同様の結果が得られた。白血病を除く全がんのERR/Svは以下のとおりである。

| | |
|---------|-------------------|
| 従事年数調整前 | 0.28 (0.06, 0.53) |
| 従事年数調整後 | 0.37 (0.09, 0.88) |

コメント

一般に累積線量と従事年数とは正の相関 (線量の高い従事者ほど長い従事年数を有する、別の言い方をすれば長い従事年数の結果として高い累積線量を有する) が考えられる。白血病を除く全がんのERR/Svの点推定値が従事年数の調整で30%増加したことは累積線量 (= 従事年数) と死亡率との負の相関、すなわち高線量群におけるHWSEの存在を示唆している (Fig. 5)。15か国解析¹⁰⁾、日本の解析⁹⁾では従事年数の調整はERR/

Table 5 ERR/Sv and CI for various lag assumption.

| Lag (year) | 15-country study ²⁶⁾ Circulatory diseases | INWORKS ²⁵⁾ Circulatory diseases | France ¹³⁾ Solid cancers | J-EPISODE ²⁷⁾ All cancers ex leukaemia |
|------------|---|--|--|--|
| 0 | | -0.04 (-0.85, 0.89) | 0.80 (0.15, 1.46) | |
| 2 | -0.14 (-0.53, 0.32) | 0.09 (-0.03, 0.22) | 0.05 (-0.78, 1.00) | |
| 5 | -0.02 (-0.46, 0.48) | 0.13 (0.004, 0.27) | 0.14 (-0.71, 1.12) | 1.10 (0.40, 1.80) |
| 10 | 0.09 (-0.43, 0.70) | 0.22 (0.08, 0.37) | 0.34 (-0.56, 1.38) | 1.20 (0.43, 1.96) |
| 15 | 0.48 (-0.23, 1.31) | 0.29 (0.13, 0.46) | 0.36 (-0.63, 1.50) | 1.27 (0.39, 2.15) |
| 20 | 0.30 (0.12, 0.49) | | | 1.58 (0.45, 2.72) |

95%CI for 15-country study, 90%CI for other studies.

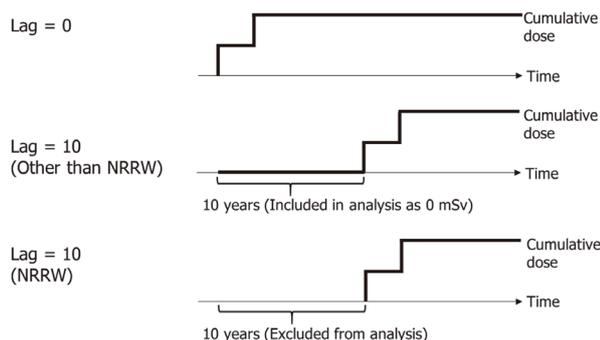


Fig. 3 The comparison in methodology of person-year calculation and radiation dose accumulation between NRRW and other studies.

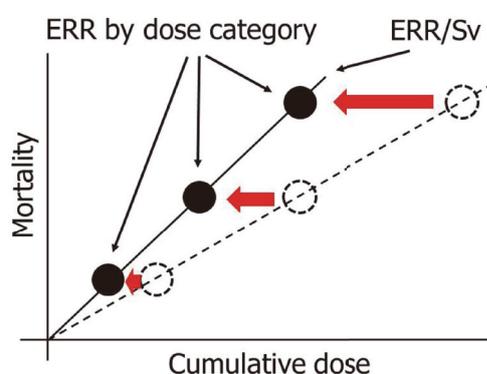


Fig. 4 ERR/Sv increases by lag assumption. Circles denotes ERRs by dose category. ERRs by dose category move left due to decreasing cumulative dose by lag assumption.

Sv を大きく増加させた。白血病を除く全がんの ERR/Sv と 90%CI を **Table 6** に示す。

6. 罹患解析

罹患を指標とした疾患別の ERR/Sv は **Table 3** に示したとおりである。罹患についても死亡と同様の解析が行われている。

内部被ばくでの調整は、死亡解析と異なり罹患解析ではほとんど影響がみられなかった。ただし大腸は 0.42 (-0.13, 1.12) から 0.71 (0.06, 1.55) と有意に高い ERR/Sv を示し、逆に非ホジキンリンパ腫は 1.26 (0.24, 2.63) から有意ではなくなった。

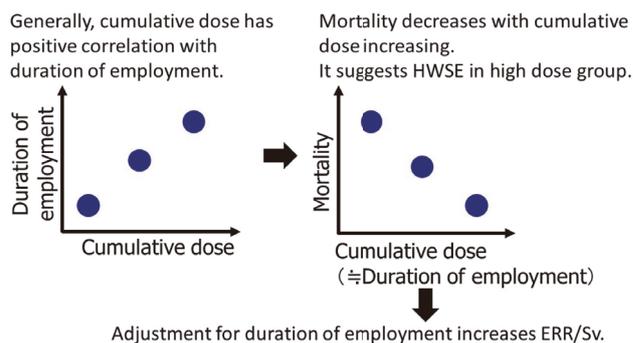


Fig. 5 Adjustment for duration of employment increases ERR/Sv by HWSE in high dose group.

内部被ばくのある従事者を除外した場合、白血病を除く全がんの ERR/Sv は 0.28 (0.10, 0.48) から 0.62 (0.25, 1.02) と ERR/Sv は増加した。部位別では直腸のみが除外後も有意に高い ERR/Sv を示した。

従事年数の調整は白血病を除く全がんの ERR/Sv を 0.28 (0.10, 0.48) から 0.34 に増加させたが、白血病・肺・胸膜を除く全がんでは影響がみられなかった。白血病を含むリンパ造血系では ERR/Sv が 0.92 (0.22, 1.78) から減少し有意ではなくなった。

コメント

非黒色腫皮膚がんは前回の 326 例から 5,460 例と大幅に増加した。前回解析までは、初めて発生したがんが非黒色腫皮膚がんの場合は、他の部位のがんが記録されていない場合、及び部位不明や二次がんで死亡した場合のみに非黒色腫皮膚がんとして分類されていた。今回の update では初めて発生したがんが非黒色腫皮膚がんの場合は全て非黒色腫皮膚がんとして分類された。症例数の大幅な増加はこのことに起因すると思われる。ERR/Sv は前回の 1.497 (0.23, 3.4) から 0.797 (0.40, 1.24) と点推定値は約半分となったが、信頼区間が狭くなったため前回同様、今回も線量とともに有意に増加するリスク推定値が示された。

7. 部位別解析

部位別解析の詳細な結果は、**Tables 2, 3** に示した。

Table 6 ERR/Sv and 90% CI before and after adjustment for duration of employment in study of 15-country and Japan.

| Study | 15-country study ¹⁰⁾ | J-EPISODE ⁹⁾ |
|--|---------------------------------|-------------------------|
| Before adjustment for duration of employment | 0.31 (-0.23, 0.93) | 0.29 (-0.81, 1.57) |
| After adjustment for duration of employment | 0.97 (0.27, 1.80) | 0.83 (-0.42, 2.32) |

性別解析では女性の直腸（死亡）、卵巣（罹患）で有意に高い ERR/Sv が得られたが、女性の死亡、罹患の多くは最低線量カテゴリーに属し、観察死亡数も十分ではない。内部被ばくのある者を除外した解析では、直腸（罹患）のみが全体を対象とした場合の 1.084 (0.23, 2.2) より大きな 1.70 (0.16, 3.94) という ERR/Sv が示された。

V 研究の意義と限界

線量記録の不確かさが最大の研究の限界と述べている。特に放射線業務が開始されてから初期に用いられたフィルムバッジの検出限界値が高いこと、また、最初の 20～30 年における中性子被ばくの記録が不十分であることが示されている。

次いで内部被ばくの定量的な記録が無く、フラグのみであることが述べられている。初期から従事を開始し、累積線量が 100 mSv を超えるような従事者は、この誤差が大きいかも知れないことが示唆されている。しかしこのような不確かさにもかかわらず、100 mSv 未満に限定した解析において有意に高い ERR/Sv が得られたことを述べている。

最後に喫煙、高血圧、BMI 等の交絡に関する情報がないことを、研究の限界として述べている。

コメント

本研究の意義は、集団特性が比較的均一と思われる単一国のコホートをを用いて、370 万人年という単一国では最大規模の観察人年に基づき、死亡解析のみならず罹患解析の結果も示したことである。

著者らは線量記録の不確かさが最大の研究の限界と述べているが、これは古い時代の線量記録を用いた調査に共通した問題である。WAKEFORD は「初期の放射線業務では光子線量のみならず中性子線量、放射性核種の吸入等についても記録されていない可能性があり、そのような状況で光子線量のみを用いて解析した場合にはリスクが過大に推定される。（低線量放射線による有意に高いリスクがあるとの）INWORKS の結果の解釈に当たってはその点を念頭に置く必要がある。」と述べている²⁸⁾。また、FROME らは初期の欠損線量について最低検出限界値等を仮定する等の補正を行わない場合、補正を行った場合よりリスク推定値が 50% 増となることを示している²⁹⁾。本論文では 1950 年代の線量データが使用されており、著者らも述べているように線量記録の不確かさを含んでいることについては留意する必要がある。

内部被ばくの量的な記録が無く、フラグのみであるこ

とは、この NRRW コホートを含む INWORKS でも同様の問題がある。

喫煙、高血圧、BMI 等の交絡に関する情報がないことは多くの放射線疫学調査に共通の問題である。特に健康状態に大きな影響を与える喫煙を調整した放射線業務従事者を対象とした死亡調査は、日本の他には Mayak を数えるのみである³⁰⁾。

VI 結 論

本論文は前回解析で得られたがん死亡と職業被ばくとの関連を更に補強するものとなった。追跡期間の延長により、前回より狭い信頼区間を実現でき、得られたリスク推定値は LSS の調査結果と一致している、と著者らは結論づけている。

コメント

膨大な観察人年により ERR/Sv の信頼区間は狭く、いくつかの死因において線量と共に有意に増加するリスク推定値が得られている。これらについて著者らは、前回解析で得られたがん死亡と職業被ばくとの関連を更に補強するものとなったと述べているが、結果の解釈に当たってはいくつかの留意すべき点がある。

「V 研究の意義と限界」で述べたように、著者らは本研究には線量記録の不確かさがあることを述べている。これは INWORKS 等、古い時代の線量記録を使用した研究に共通の問題である。さらに、内部被ばくの情報がフラグのみであること、交絡に関する情報がないこと等の限界もある。

著者らは得られたリスク推定値は LSS の調査結果と一致しているとも述べているが、被ばく線量や線量率、また、解析対象コホートの年齢構成、ベースラインリスク等の特性や解析モデルが異なる研究間で結果を比較する際には注意が必要である。

以上述べたように本論文にはいくつかの留意すべき点があり、本論文の結果のみをもって低線量放射線による健康影響が見られたと結論づけることはできない。

利益相反の開示

開示すべき利益相反はない。

参 考 文 献

- 1) R. G. E. HAYLOCK, M. GILLIES, N. HUNTER, W. ZHANG and M. PHILLIPSON; Cancer mortality and incidence following external occupational radiation exposure: an update of

- the 3rd analysis of the UK national registry for radiation workers. *Br. J. Cancer*, **119**, 631–637 (2018).
- 2) G. M. KENDALL, C. R. MUIRHEAD, B. H. MACGIBBON, J. A. O'HAGAN, A. J. CONQUEST, et al.; Mortality and occupational exposure to radiation: first analysis of the national registry for radiation workers, *BMJ*, **304**, 220–225 (1992).
 - 3) C. R. MUIRHEAD, A. A. GOODILL, R. G. HAYLOCK, J. VOKES, M. P. LITTLE, et al.; Occupational radiation exposure and mortality: second analysis of the national registry for radiation workers. *J. Radiol. Prot.*, **19**, 3–26 (1999).
 - 4) C. R. MUIRHEAD, J. A. O'HAGAN, R. G. HAYLOCK, M. A. PHILLIPSON, T. WILLCOCK, et al.; Mortality and cancer incidence following occupational radiation exposure: third analysis of the national registry for radiation workers. *Br. J. Cancer*, **100**, 206–212 (2009).
 - 5) D. L. PRESTON, E. RON, S. TOKUOKA, S. FUNAMOTO, N. NISHI, et al.; Solid cancer incidence in atomic bomb survivors: 1958–1998. *Radiat. Res.*, **168**, 1–64 (2007).
 - 6) K. OZASA, Y. SHIMIZU, A. SUYAMA, F. KASAGI, M. SODA, et al.; Studies of the mortality of atomic bomb survivors, report 14, 1950–2003: an overview of cancer and noncancer diseases. *Radiat. Res.*, **177**, 229–243 (2012).
 - 7) D. B. RICHARDSON, E. CARDIS, R. D. DANIELS, M. GILLIES, J. A. O'HAGAN, et al.; Risk of cancer from occupational exposure to ionising radiation : retrospective cohort study of workers in France, the United Kingdom, and the United States (INWORKS), *BMJ*, H5359 (2015).
 - 8) M. SOKOLNIKOV, D. PRESTON, E. GILBERT, S. SCHONFELD and N. KOSHURNIKOVA; Radiation effects on mortality from solid cancers other than lung, liver, and bone cancer in the Mayak worker cohort: 1948–2008. *PLoS One*, **10**, e0117784 (2015).
 - 9) S. KUDO, J. ISHIDA, K. YOSHIMOTO, S. MIZUNO, S. OHSHIMA, H. FURUTA and F. KASAGI; Direct adjustment for confounding by smoking reduces radiation-related cancer risk estimates of mortality among male nuclear workers in Japan, 1999–2010. *J. Radiol. Prot.*, **38**, 357–371 (2018).
 - 10) E. CARDIS, M. VRIJHEID, M. BLETTNER, E. GILBERT, M. HAKAMA, et al.; The 15-country collaborative study of cancer risk among radiation workers in the nuclear industry: estimates of radiation-related cancer risks, *Radiat. Res.*, **167**, 396–416 (2007).
 - 11) M. K. SCHUBAUER-BERIGAN, R. D. DANIELS, S. J. BERTKE, C. Y. TSENG and D. B. RICHARDSON; Cancer mortality through 2005 among a pooled cohort of U.S. nuclear workers exposed to external ionizing radiation, *Radiat. Res.*, **183**, 620–631 (2015).
 - 12) G. R. HOWE, L. B. ZABLITSKA, J. J. FIX, J. EGEL and J. BUCHANAN; Analysis of the mortality experience amongst U.S. nuclear power industry workers after chronic low-dose exposure to ionizing radiation, *Radiat. Res.*, **162**, 517–526 (2004).
 - 13) C. METZ-FLAMANT, O. LAURENT, E. SAMSON, S. CAËR-LURHO, A. ACKER, D. HUBERT, D. B. RICHARDSON and D. LAURIER; Mortality associated with chronic external radiation exposure in the French combined cohort of nuclear workers, *Occup. Environ. Med.*, **70**, 630–638 (2013).
 - 14) C. METZ-FLAMANT, E. SAMSON, S. CAËR-LURHO, A. ACKER and D. LAURIER; Solid cancer mortality associated with chronic external radiation exposure at the French atomic energy commission and nuclear fuel company, *Radiat. Res.*, **176**, 115–127 (2011).
 - 15) L. B. ZABLITSKA, R. S. D. LANE and P. A. THOMPSON; A reanalysis of cancer mortality in Canadian nuclear workers (1956–1994) based on revised exposure and cohort data, *Br. J. Cancer*, **110**, 214–223 (2014).
 - 16) J. P. ASHMORE, N. E. GENTNER and R. V. OSBOURNE; Incomplete data on the Canadian cohort may have affected the results of the study by the International Agency for Research on Cancer on the radiogenic cancer risk among nuclear industry workers in 15 countries, *J. Radiol. Prot.*, **30**, 121–129 (2010).
 - 17) Canadian Nuclear Safety Commission; Verifying Canadian nuclear energy worker radiation risk: a reanalysis of cancer mortality in Canadian nuclear energy workers (1957–1994) Summary report INFO-0811 (2011).
 - 18) E. CARDIS, M. VRIJHEID, M. BLETTNER, E. GILBERT, M. HAKAMA, et al; Risk of cancer after low doses of ionising radiation: retrospective cohort study in 15 countries, *BMJ*, doi: 10.1136/bmj.38499.599861.E0 (2005).
 - 19) S. KUDO, J. ISHIDA, K. YOSHIMOTO, S. MIZUNO, S. OHSHIMA, H. FURUTA and F. KASAGI; Fifth analysis of mortality of nuclear industry workers in Japan, 1991–2010, *Jpn. J. Health Phys.*, **51**, 12–18 (2016) (in Japanese).
 - 20) M. P. LITTLE; Ionising radiation in the workplace, *BMJ*, **351**, h5405 (2015).

- 21) S. IWAI, T. SEMBA, K. ISHIDA, S. TAKAGI and T. IGARI; Epidemiological studies of radiation workers in nuclear facilities, *J. At. Energy Soc. Jpn.*, **59**, 377–384 (2017).
- 22) H. M. ARRIGHI and I. HERTZ-PICCIOTTO; The evolving concept of the healthy worker survivor effect. *Epidemiology (Cambridge, Mass.)*, **5**, 189–196 (1994).
- 23) S. KUDO, J. ISHIDA, K. YOSHIMOTO, S. MIZUNO, S. OHSHIMA and F. KASAGI; Mortality among Nuclear Industry Workers Considering Radiation Dose and Duration of Employment. *48th Annual Meeting of Japan Health Physics Society*, **42**, (2015) (in Japanese). Available at: <http://www.rea.or.jp/ire/pdf/20150703announce.pdf>, Accessed 23 October 2018.
- 24) K. LEURAUD, D. B. RICHARDSON, E. CARDIS, R. D. DANIELS, M. GILLIES, J. A. O'HAGAN, et al.; Ionising radiation and risk of death from leukaemia and lymphoma in radiation-monitored workers (INWORKS) : an international cohort study, *Lancet Haematol.*, **2**, e276–e281 (2015).
- 25) M. GILLIES, D. B. RICHARDSON, E. CARDIS, R. D. DANIELS, J. A. O'HAGAN, et al.; Mortality from circulatory diseases and other non-cancer outcomes among nuclear workers in France, the United Kingdom and the United States (INWORKS). *Radiat. Res.*, **188**, 276–290 (2017).
- 26) M. VRIJHEID, E. CARDIS, P. ASHMORE, A. AUVINEN, J. M. BAE, et al.; Mortality from diseases other than cancer following low doses of ionizing radiation: results from the 15-country study of nuclear industry workers. *Int. J. Epidemiol.*, **36**, 1126–1135 (2007).
- 27) REA, Nuclear Regulatory Agency commissioned report: Epidemiology study of effects of low dose radiation on human health. The fifth report 2010–2014, Radiation Effect Association (2015) (in Japanese).
- 28) R. WAKEFORD; The growing importance of radiation worker studies. *Br. J. Cancer*, **119**, 527–529 (2018).
- 29) E. L. FROME, D. L. CRAGLE, J. P. WATKINS, S. WING, C. M. SHY, et al.; A mortality study of employees of the nuclear industry in Oak Ridge, Tennessee. *Radiat. Res.*, **148**, 64–80 (1997).
- 30) S. KUDO, J. ISHIDA, K. YOSHIMOTO, H. FURUTA and F. KASAGI; Differences in the methods used in radiation epidemiological cohort studies among nuclear workers in each country. *Jpn. J. Health Phys.*, **52**, 265–274 (2017) (in Japanese).



工藤 伸一 (くどう しんいち)

(公財)放射線影響協会放射線疫学調査センター統計課所属。1991年より放射線業務従事者を対象とした疫学調査の統計解析を担当している。

E-mail: s_kudo@rea.or.jp

資料

1954年に日本各地で観測された雨水中全 β 放射能の再検討辻村 憲雄*^{1, #}

(2018年10月9日受付)

(2018年12月17日採択)

Review on the Gross Beta Activity in Rainwater Observed throughout Japan in 1954

Norio TSUJIMURA*^{1, #}

Rainwater containing radioactive materials originating from the USA's nuclear weapon test conducted at Bikini Atoll was observed throughout Japan in 1954. It has been reported that the maximum gross beta activity observed at that time in Kyoto was 523 pCi/mL (19,000 Bq/L). This measurement, however, focused on the gross beta activity contained in a small amount of rain sampled at the beginning of rainfall, which is different from present observations that are based on the average gross beta activity contained in rain collected during a 24-h period. As a result of reviewing and converting the 1954 data to be equivalent to current measurement, the maximum value was reduced to 50 pCi/mL (1,800 Bq/L), with a resultant surface deposition density of 310 mCi/km² (11,000 MBq/km²). These values are well below 1/10 of the past maximum observed a few days after China's fifth nuclear weapon test in 1966.

KEY WORDS: nuclear weapon testing, fallout, rainwater, gross beta activity, Geiger Müller counter.

I 緒 論

1954 (昭和29)年5月にアメリカ合衆国がビキニ環礁等で実施した核実験によって生成された放射性物質を含む雨水(いわゆる放射能雨)が日本各地で見つかった。中でも5月16日に京都で採取された雨水で測定された全 β 放射能(523 pCi/mL)は当時の観測値の最大と言われる¹⁾。また、同年秋には、ソビエト社会主義共和国連邦の核実験によるとされる放射能雨も各地で見つかった¹⁾。こうした核実験由来の放射性降下物による環境汚染の観測は、当初、複数の省庁及び試験研究機関によってそれぞれ独自に進められていたが、1957 (昭和32)年2月に国の「放射能調査計画要綱」²⁾によって一元化

され、一部の事業の廃止等があったものの現在もなお継続されている。

雨水中全 β 放射能の観測はこのように長い歴史を持っているが、初期の観測と現在の観測とでその方法に大きな違いがあることはあまり知られていない。この違いには、カウント毎分(cpm)やキューリー(Ci)といった測定単位の違いだけでなく、雨水の採取の方法の違いも含まれる。このため、新旧観測値の不用意な比較は、観測値の誤った解釈をもたらしかねない。そこで、時と場所の異なる雨水中全 β 放射能の観測値について、放射性降下物による環境汚染の程度の直接比較を可能にすることを目的に、1954年当時の観測値を現在の方法での値に換算することを試みたので報告する。

II 材料と方法

1. 雨水中全 β 放射能測定法の歴史的変遷

雨水中全 β 放射能の測定は、採取した雨水の全量または分取したものを試水とし、それを蒸発乾固させたものに含まれる放射性物質から放たれる β 粒子を(雨に含ま

*¹ (国研)日本原子力研究開発機構核燃料サイクル工学研究所; 茨城県那珂郡東海村村松4-33 (〒319-1194)

Nuclear Fuel Cycle Engineering Laboratories, Japan Atomic Energy Agency; 4-33 Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki 319-1194, Japan.

Corresponding author; E-mail: tsujimura.norio@jaea.go.jp

れるラドン・トロンの崩壊生成物による影響を除くため一定時間経過してから) GM 計数管等で計数し、得られた計数率を放射能に、さらにそれを試水量で除して容積当たりの放射能に換算することからなる。この基本手順は、現在のものとほとんど同じであるが、雨水の採取方法に 1954 年と現在とで大きな違いがある。

1954 年の核実験当時は、大学・試験研究機関の研究者それぞれが工夫を凝らした試料採取が行われていた。化学物質による大気汚染では、雨の降り始めに汚染度が強く、雨が降り続くうちに次第に弱くなることはすでに知られていたため、放射能についても雨の降り始めの観測が注目された。これは、降り始めからの放射能の時間変化を調べることによって、含まれる放射性物質の正体やそれが雨滴に捕らえられる機構の解明に有用な情報が得られると考えられたためである³⁾。こうした目的で、降り始めの一定量の雨水を対象とする「定量採取」と一定時間(24 時間)に集められた雨水を対象とする「定時採取」のための雨水採取装置の開発が進められ、1955 年には国内 15 箇所の気象庁施設⁴⁾で、また 1957 年以降は、一部の地方自治体の衛生研究所等でも観測が開始された²⁾。それにあわせて、測定手順の斉一化を目的に科学技術庁「放射能測定法」が新たに制定された⁵⁾。この「放射能測定法」では、上記二種類の雨水採取方法が規定されており、例えば定量採取では、降り始め 100 mL (降水量 1.0 mm に相当する) だけを採取する専用装置の使用が指定された。「放射能測定法」の 1963 年改訂版⁶⁾では、本文中の記載に大きな変更はないが、定時採取の報告様式に、単位容積当たりの全 β 放射能 (pCi/mL) に降水量 (mm) を乗じることで算出される単位面積当たりの全 β 放射能 (mCi/km²) を記入する欄が新たに追加された。雨水の一部ではなく全量についての平均放射能濃度から導出されるこの量は、地表に降下した放射性物質の絶対量に相当するものであり、核実験由来の放射性降下物に対する当時の防護対策 (内閣放射能対策本部による放射能対策暫定指標 (1962 年) とその行政措置)⁷⁾ で使用された。現在、国の環境放射線データベース⁸⁾ に登録されている雨水中全 β 放射能 (単位: Bq/L 及び MBq/km²) は、この改訂様式に準じたものである。単位面積当たりの全 β 放射能 (mCi/km²) への換算が本文中に明記されるのは、「放射能測定法」の 1976 年の再改訂 (表題が「全ベータ放射能測定法」に変更された)⁹⁾ からであり、定時採取がそのまま継続された一方で、定量採取は廃止された。

2. 方法

1954 年の核実験に関連したさまざまな研究について日本学術振興会がとりまとめた論文集から、京都¹⁰⁾、大阪¹¹⁾、東京^{12,13)}、静岡¹⁴⁾ 及び山形¹⁵⁾ で観測された雨水中放射能について、文献中の記述や当時の降水記録等を参考に、その測定が定量採取に相当する条件でのものか定時採取に相当する条件でのものかを整理し、可能な場合、定時採取条件での値に、さらに降水量を乗じて単位面積当たりの放射能に換算する。いずれの観測も、雨水中放射能に関する当時のレビュー論文¹⁾ の中で紹介されている代表的なもので、かつ論文中にカウント毎分と放射能の両方を含む。測定に使用された GM 計数管は、測定や校正条件が必ずしも揃っているわけではないが、その計数効率 (7.5 ~ 20%) は常識的な範囲にある。このため、ここでは元論文に記載されたカウント毎分と放射能の値をそのまま用いる。なお、本稿では、当時の観測記録に基づき、cpm/L、pCi/mL 及び mCi/km² といった単位をそのまま使用するが、必要に応じて、環境放射線データベースに登録された情報と同じ単位 (Bq/L 及び MBq/km²) での値も括弧書きで併記する。

III 結 果

1954 年 5 月に京都、大阪、東京及び静岡、同年 9 月に山形で観測された雨水中全 β 放射能と、それを定時採取に相当する測定条件での値及び降水量を乗じて単位面積当たりの放射能に換算した結果を Table 1 に示す。以下、それぞれの詳細について記述する。なお、ここで、5 月の観測は、5 月 5 日にアメリカ合衆国がビキニ環礁で実施した核実験による。一方、9 月の観測は、観測された放射能の時間変化の傾向と空気流跡線の解析から 9 月 13 ~ 16 日に旧ソビエト社会主義共和国連邦内で実施された核実験によるものと推定されていた^{1,16)}、UNSECEAR の資料¹⁷⁾ によれば、セミパラチンスクでの核実験の実施は 9 月 29 日以降 (10 月末まで) とされており、観測日と辻褃が合わない。このため、実際の出処はよく分からない。

1. 京都

京都大学の四手井ら¹⁰⁾ は、面積 2.75 m² のビニールシートに降った雨水のうち、降り出し始めを降水量で 0.25 mm 相当の容量 (約 700 mL) を持つビーカーに、残りを別の大きなビーカーに分けて採取し、そこから分取した試水について放射能測定を実施した。その結果、5 月 16 日 23:00 の降り始めの雨から 86,760 cpm/L

Table 1 Gross beta activity in rainwater observed during May–September 1954 in Kyoto, Osaka, Tokyo, Shizuoka, and Yamagata.

| Measurement date | Location | Gross β activity at that time | | Precipitation ^a (mm) | Gross β activity, equivalent to current measurement | | Gross β surface deposition density (mCi/km ²) | Reference |
|------------------|----------|-------------------------------------|-----------------|------------------------------------|---|-----------------|--|-----------|
| | | (cpm/L) | (pCi/mL) | | (cpm/L) | (pCi/mL) | | |
| May 16 | Kyoto | 86,760 | 523 | 0.25 | 8,300 | 50 | 310 | [10] |
| | | 4,980 | 30 ^b | 5.95 | | | | |
| May 16–17 | Osaka | 2,100 ^c | 13 ^c | 10 | 2,100 ^c | 13 ^c | 130 ^c | [11] |
| May 16–17 | Tokyo | 3,300 | 17 | 0.5 | 3,300 | 17 | 8 | [12] |
| May 17 | Tokyo | 32,000 | 160 | <u>0.5</u> | 32,000 | 160 | 80 | [13] |
| May 20 | Shizuoka | 19,500 | 65 | <u>0.2</u> | 19,500 | 65 | 13 | [14] |
| Sep. 22 | Yamagata | 63,000 | 150 | 0.3 | 78,000 | 190 | 75 | [15] |
| | | 124,000 | 300 | <u>0.1</u> | | | | |
| Sep. 24 | Yamagata | 10,830 | 25 | 8.0 | 10,800 | 25 | 200 | |
| | | 7,000 | 16 | <u>0.1</u> | | | | |

^a. Assumed values are underlined.

^b. Estimated (= 523 × 4,980/ 86,760).

^c. Digitized from Fig. 2 of reference [11].

(523 pCi/mL), 23:00 から翌日 7:00 までの雨から 4,980 cpm/L (30 pCi/mL) を観測した。前者の値は、当時観測された中で最大と言われる。

気象庁の降雨記録¹⁸⁾によると、その時間帯以外での降雨はないので、これら二つの観測の平均が定時採取相当の値になると考えられる。観測時間帯の報告された降水量 6.2 mm のうち、降り始めの降水量は、上記説明から 0.25 mm、降り続いた以降の降水量は、必然的に 5.95 (= 6.2 - 0.25) mm になるので、降り始めから終わりまでの平均値は、降水量を加重にする平均によって 8,300 cpm/L (50 pCi/mL) と算出される。これは降り始めの値の約 10 分の 1 である。また、降水量を乗じて算出される単位面積当たりの全 β 放射能は、310 mCi/km² である。

2. 大阪

大阪市立医科大学 (当時) の西脇ら¹¹⁾ は、5 月 16 日から 17 日にかけてガラス容器 (寸法等不明) で捕集した雨の全量について放射能を測定し、約 2,100 cpm/L (約 13 pCi/mL) を報告した。雨水の全量測定は定時採取条件に相当するので、Table 1 では、当時の観測値欄と定時採取条件での観測値欄は同じ値となる。また、論文では、単位面積当たりに換算した値、約 21,000 cpm/m² (130 mCi/km²) もあわせて報告されており、したがって当日の降水量は、2,100 cpm/L と 21,000 cpm/m² の比から 10 mm であったと推定される。単位面積当たりの全 β 放射能 130 mCi/km² は、京都で観測された値とそれほど大きく違わない。なお、本論文は、観測値を単位面積当たりに換算した (報告者の知る範囲で) 当時唯一の報告である。

3. 東京

東京大学の木村ら¹²⁾ は、5 月 16 ~ 17 日に、面積 1 m² のビニールシートを用いて 500 mL の雨水を捕集し、3,300 cpm/L (17 pCi/mL) の放射能を観測した。受水面積と採取量の比から推定される降水量は 0.5 mm であり、気象庁の降水記録 (0.7 mm) と整合的である。この観測は、雨の降り始めだけではなく全量を対象としたものと考えられるため、Table 1 で、当時の観測値と定時採取条件での観測値は同じ値となる。単位面積当たりの全 β 放射能は、降水量 0.5 mm と 17 pCi/mL から 8 mCi/km² となる。また、科学研究所の山崎ら^{1,13)} は、プラスチック容器 (寸法等不明) で雨水を捕集し、5 月 17 日の小雨で 32,000 cpm/L (160 pCi/mL) を観測した。雨水の採取量・降水量ともに論文中には何ら記述もないが、ここでは木村らの観測と同じ条件 (定時採取条件相当で、かつ降水量 0.5 mm) を仮定し、単位面積当たりの全 β 放射能を 80 mCi/km² と推定する。

4. 静岡

静岡大学の塩川ら¹⁴⁾ は、漏斗 (寸法不明) と容器を使用して 5 月 20 日に捕集した雨から 19,500 cpm/L (65 pCi/mL) の放射能を観測した。観測結果は降水量とともに一覧表にとりまとめられているが、当日の降水量は “little” と記されているのみである。気象庁の降水記録から静岡近郊ではその日の降水はほとんどなかったとも考えられるが、表中に記された別の観測日の降水量の最小が 0.3 mm であることから、ここでは、当日の降水量を保守的に 0.2 mm、かつそれが定時採取条件に相当

する雨水の全量であると仮定する。その結果、単位面積当たりの全 β 放射能は13 mCi/km²と計算される。

5. 山形

山形大学の寺崎ら¹⁵⁾は、ソビエト社会主義共和国連邦の核実験に由来するとされる放射能雨を1954年9月に観測した。0.9 m×1.2 mのビニールシートで採取した雨水から観測された最大は、9月22日14:00～15:30に降った雨の124,000 cpm/L (300 pCi/mL)であり、5月16日の京都に続いて国内2番目の高濃度とされる¹⁾。論文中の観測結果の一覧表には降水量も併記されているが、この観測時間帯の降水量は空欄であり、雨は極めて少量だったことが示唆される。表中の別の観測日の降水量の最小が0.2 mmであるので、ここでは、当該観測時間の降水量を0.1 mmと仮定する。また、同日2:00～14:00に降った雨(降水量0.3 mm)から63,000 cpm/L (150 pCi/mL)も観測されているので、9月22日に降った雨の全量に含まれる放射能は、両観測データの加重平均から78,000 cpm/L (190 pCi/mL)と推定される。単位面積当たりの全 β 放射能は、合計の降水量0.4(=0.3+0.1) mmを乗じて75 mCi/km²となる。また、二日後の9月24日10:30の雨(降水量:8 mm)から10,830 cpm/L (25 pCi/mL)、さらに同日夜の雨(降水量:空欄)から7,000 cpm/L (16 pCi/mL)も観測された。後者の時間帯の降水量を0.1 mmと仮定すると平均で10,800 cpm/L (25 pCi/mL)、合計の降水量8.1(=8.0+0.1) mmから単位面積当たり放射能では200 mCi/km²となり、9月22日よりむしろ大きい。また、9月22日と9月24日の二日間の合計(275 mCi/km²)は、5月に京都で観測された値に匹敵する。

なお、山形を含む日本海側では10月以降も雨水から放射能が断続的に検出された^{15, 16)}。

IV 考 察

1954年5月16～17日に京都で観測された全 β 放射能86,760 cpm/L (523 pCi/mL)は、降り始めの雨に含まれるものについての値であり、これを現在の定時採取条件に換算すると、計数率で8,300 cpm/L、単位容積当たりの放射能で50 pCi/mL (1,800 Bq/L)、また単位面積当たりで310 mCi/km² (11,000 MBq/km²)となる。

これまでに国内で観測された核実験由来の放射性降下物による雨水放射能(定時採取)の最大は、1966年12月28日に実施された中華人民共和国の第5回核実験によるもので、気象庁の観測¹⁹⁾によれば、同年12月30日

の輪島での910 pCi/mL (34,000 Bq/L)と5,600 mCi/km² (210,000 MBq/km²)、環境放射線データベース⁸⁾によれば、同年12月30日の金沢での760 pCi/mL (28,000 Bq/L)、翌年1月1日の鹿児島での6,000 mCi/km² (220,000 MBq/km²)である。1954年5月の京都の観測値は、これらの過去の最大値の10分の1未満である。なお、この第5回核実験の放射性降下物は、爆発後わずか2日で日本列島に到達したもので、¹³⁷Csや⁹⁰Srといった長半減期核種ではなく短半減期核種の放射能がその大半を占める。

雨の降り始めに着目した定量採取は1960年代まで行われており、当時の新聞報道等でしばしば散見されるリットル当たり10万cpmを超えるような一見して極めて高い放射能強度を示すデータの多くは、この定量採取または定量採取の条件に満たないほど採取した雨水が少量だった事例である。こうした事例については、当時の詳細な観測記録なしには厳密な換算は難しいが、定量採取の要件である降水量1 mmを仮定することで概算が可能である。例えば、定量採取による測定で報告された過去最大値は、1961年10月30日のソビエト社会主義共和国連邦の核実験(約50メガトン)によって、11月5日に福岡管区気象台で観測された約60万cpm/L²⁰⁾、1,820 pCi/mL (67,000 Bq/L)^{20, 21)}である。降水量については、「少ない」との記述があるのみで具体的な値は報告されていないが、ここでその上限値として1 mmを仮定したとしても単位面積当たりの放射能は1,820 mCi/km² (67,000 MBq/km²)であり、上述した中華人民共和国の核実験による過去最大値には達しない。

V 結 論

1954年のビキニ環礁での核実験を機に始まった雨水中全 β 放射能の観測は長い歴史を持っているが、雨の降り始めに含まれる放射能に注目した初期の観測と24時間の間に降った雨の平均放射能に注目した現在の観測とでは、雨水試料の採取方法が異なる。そこで、新旧の観測値を直接比較することを目的に、1954年の観測値を例に、現在の方法での値への換算を行った。その結果、1954年5月に京都で観測された最大523 pCi/mL (19,000 Bq/L)は、現在の定時採取による測定条件では、50 pCi/mL (1,800 Bq/L)になった。また、算出された単位面積当たりの放射能310 mCi/km² (11,000 MBq/km²)は、1966年12月の中華人民共和国の核実験によって国内で観測された過去最大の値の10分の1未満であった。また、1955年以降から1960年代始めまでの観測には、リットル当たり10万cpmを超えるような一見して極端に大きな数値の報告が

いくつかあるが、その多くは雨の降り始めの場合または降水量が少ない場合のものである。これらについては、詳細な情報なしには厳密な換算は容易ではないが、いずれについても1966年の中華人民共和国の核実験による過去最大値を超えるものにはなりそうにない。

利益相反の開示

開示すべき利益相反状態はない。

参 考 文 献

- 1) Y. MIYAKE, Y. HIYAMA and N. KUSANO (eds.) “Collected Data from the Bikini Hydrogen Bomb Disaster”, pp. 178–190 (2014), University of Tokyo Press, Tokyo (in Japanese).
- 2) Genshiryoku Inkaei [Atomic Energy Commission of Japan]; *Geppou* [Monthly Bulletin], **2** (2), (1957) (in Japanese).
- 3) K. MORITA and K. FUKUI; *Tenki*, **3**, 29–32 (1956) (in Japanese).
- 4) R. KOIKE; *Tenki*, **3**, 328–330 (1956) (in Japanese).
- 5) Science and Technology Agency; Houshanou Sokuteihou [Radioactivity Measurement Method], (1957) (in Japanese).
- 6) Science and Technology Agency; Houshanou Sokuteihou [Radioactivity Measurement Method], (1963) (in Japanese).
- 7) G. URAKUBO and Y. KIDO; *J. Food Hyg. Soc. Jpn.* **11**, 396–404 (1970) (in Japanese).
- 8) Nuclear Regulation Authority; Kankyo Houshasen Database Website (online). Available at: <http://search.kankyo-hoshano.go.jp/servlet/search.top-pageSID=18337565>, Accessed 31 May, 2018.
- 9) Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology; Zen Beta Houshanou Sokuteihou [Gross Beta Radioactivity Measurement Method], (1976) (in Japanese).
- 10) T. SIDEI, T. HIGASHIMURA, H. KAMI and T. MATUNAMI; On the artificial radioactivity in rain water, “Research in the Effects and Influences of the Nuclear Bomb Test Explosions”, 223–235 (1956), Japan Society for the Promotion of Science, Tokyo.
- 11) Y. NISHIWAKI, H. KAWAI, M. KONDO, G. TANAKA, N. GOSHI, S. MURATA and T. FURUKUBO; Artificial radioactivity in the rain in Osaka, Japan during the period from April 1954 to April 1955, “Research in the Effects and Influences of the Nuclear Bomb Test Explosions”, 211–222 (1956), Japan Society for the Promotion of Science, Tokyo.
- 12) K. KIMURA, Y. YOKOYAMA, H. SANO, H. MABUCHI and K. KOMATSU; On the artificial radioactivity of rainfall in Japan, “Research in the Effects and Influences of the Nuclear Bomb Test Explosions”, 263–269 (1956), Japan Society for the Promotion of Science, Tokyo.
- 13) F. YAMASAKI and H. KANEKO; On the artificial radioactivity in rain water observed in Tokyo from April to December 1954, “Research in the Effects and Influences of the Nuclear Bomb Test Explosions”, 255–262 (1956), Japan Society for the Promotion of Science, Tokyo.
- 14) T. SHIOKAWA, M. YAGI and Y. MATSUOKA; Radiochemical studies on rain water and radioactive-contaminated dusts that fell in Shizuoka district, “Research in the Effects and Influences of the Nuclear Bomb Test Explosions”, 245–253 (1956), Japan Society for the Promotion of Science, Tokyo.
- 15) T. TERASAKI, Y. YAMANOBÉ, H. NIIZEKI and T. KATO; On the artificial radioactivity of rainfall in Yamagata (I), “Research in the Effects and Influences of the Nuclear Bomb Test Explosions”, 357–370 (1956), Japan Society for the Promotion of Science, Tokyo.
- 16) Y. MIYAKE; The artificial radioactivity in rain water observed in Japan, from autumn 1954 to spring 1955, *Pap. Met. Geophys.* **6**, 26–32 (1955).
- 17) UNSECEAR: Sources and Effects of Ionizing Radiation, 2000 Report, Annex C (2000).
- 18) Japan Metrological Agency; Past weather data (online). Available at: <http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php>, Accessed 31 May, 2018.
- 19) N. MURAKAMI, H. FUJIMOTO, H. SHIMURA, H. UENO, M. KAMIYAMA and S. MAEJIMA; Dai 9-kai Kankyo Houshanou Chousa Kenkyu Seika Happyoukai Ronbun Shourokushu [Proceedings of the 9th Environmental Radioactivity Research Workshop], 26–29 (1967), Science and Technology Agency, (in Japanese).
- 20) Hiroshima Peace Media Center; History 1961 November (online). Available at: <http://www.hiroshimapeacemedia.jp/?p=26246>, Accessed 31 May, 2018.
- 21) Genshiryoku Inkaei [Atomic Energy Commission of Japan]; *Geppou* [Monthly Bulletin], **6** (12), (1961) (in Japanese).

レポート

原子力事故後の家屋内における
さまざまな部材の拭き取り効率調査森 愛理^{*1, #}, 石崎 梓^{*1}, 普天間 章^{*1}, 田辺 務^{*2},
和田 孝雄^{*3}, 加藤 貢^{*4}, 宗像 雅広^{*1}

(2018年9月11日受付)

(2018年11月19日採択)

Investigation of Removal Factors of Various Materials inside Houses after Nuclear Power Station Accident

Airi MORI,^{*1, #} Azusa ISHIZAKI,^{*1} Akira FUTEMMA,^{*1} Tsutomu TANABE,^{*2}
Takao WADA,^{*3} Mitsugu KATO^{*4} and Masahiro MUNAKATA^{*1}

Large quantities of radionuclides were released as a result of Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident. It is known that these radionuclides contaminated inside houses as well as outdoor environment. Considering the radiation protection of residents after a nuclear power station accident, it is important to know the influence of radionuclides inside houses to radiation dose to residents. In this study, we investigated removal factors and fractions of fixed contamination of various materials inside houses in Okuma Town, Futaba Town, and Namie Town to assess the contamination level inside house appropriately. Nine kinds of materials: fibers, woods (smooth), woods (rough), glasses, concretes (smooth), concretes (rough), plastics, PVCs and metals, were used in examinations. The lowest and the highest removal factors were $23\% \pm 16\%$ of woods (rough) and $79\% \pm 7.7\%$ of glasses, respectively. Removal factors of all materials were higher than 10% which is recommended by Japanese Industrial Standard. The negative correlation was found between removal factors and fractions of fixed contamination. Using this correlation, the decontamination efficiency, which means the ratio of the activity removed from the surface by one smear sample to the activity of the total surface activity, was proposed. The air dose rate from the contamination inside house was calculated using obtained decontamination efficiencies and removal factor of 10%. In the case using the removal factor of 10%, the air dose rate derived by indoor contamination was approximately 2 times higher than the case using obtained decontamination efficiencies. We found that the air dose rate derived by indoor contamination was much lower than the air dose rate outside house, and the influence of indoor contamination on the external exposure was small.

KEY WORDS: removal factor, smear method, Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident, evacuation area, inside house, air dose rate.

I 緒 論

東京電力福島第一原子力発電所 (FDNPS) 事故により放射性物質が環境中へと放出され、事故の影響を受け

た地域の住民は避難を余儀なくされた。事故後6年を経過する間に屋外の空間線量率の変化に伴って避難指示区域の再編が行われ、2017年4月1日には大熊町、双葉町、及び帰還困難区域を除くすべての地域の避難指

*1 (国研) 日本原子力研究開発機構安全研究センター; 茨城県那珂郡東海村白方白根 2-4 (〒319-1195)

Nuclear Safety Research Center, Japan Atomic Energy Agency; 2-4 Sirakata-Sirane, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki 319-1195, Japan.

*2 (国研) 日本原子力研究開発機構福島環境安全センター; 福島県田村郡三春町深作 10-2 (〒963-7700)

Fukushima Environmental Safety Center, Japan Atomic Energy Agency; 10-2 Fukasaku, Miharu-machi, Fukushima 963-7700, Japan.

*3 (国研) 日本原子力研究開発機構核燃料サイクル工学研究所保安管理部; 茨城県那珂郡東海村村松 4-33 (〒319-1194)

Safety Administration Department, Nuclear Fuel Cycle Engineering Laboratories, Japan Atomic Energy Agency; 4-33 Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki 319-1194, Japan.

*4 (国研) 日本原子力研究開発機構環境技術開発センター; 茨城県東茨城郡大洗町成田町 4002 (〒311-1393)

Waste Management and Decommissioning Technology Development Center, Japan Atomic Energy Agency; 4002 Narita-cho, Oarai-machi, Higashiibaraki-gun, Ibaraki 311-1393, Japan.

Corresponding author; E-mail: A.Mori@iaea.org

示が解除された¹⁾。2012年4月1日以降、避難指示区域は年間の積算線量の推定値を基準に定められ、20 mSv/y 以下になることが確実な地域を避難指示解除準備区域、20 mSv/y を超えるおそれがある地域を居住制限区域、50 mSv/y を超えていて、5年後も20 mSv/y を下回らないおそれがある地域を帰還困難区域としている²⁾。年間の積算線量は屋外の空間線量率の測定値を利用して計算されており³⁾、屋内の汚染は無いものと仮定されているが、近年の調査により、FDNPS 周辺では放射性物質は屋外だけでなく家屋内にも沈着していることが分かってきた⁴⁾。そのため、事故後における住民の放射線防護を考えるうえで、家屋内に沈着した汚染に由来する外部被ばく線量が全体の外部被ばく線量にどの程度影響するかを把握しておくことは重要である。

家屋内の汚染に由来する線量当量率は、屋外の汚染に由来する放射線の影響があるため NaI (TI) シンチレーション式サーベイメータ等により測定することはきわめて困難である。よって屋内に汚染がどの程度存在するのか、つまり、表面汚染密度がどの程度であるかを測定する必要がある。表面汚染密度の測定には主に直接法と間接法の2通りの方法がある⁵⁾。直接法とは、GM 管式サーベイメータ等で物体表面の汚染の程度を直接測定する方法である。間接法とは、汚染を拭き取ったスミアろ紙等を GM 管式サーベイメータ等で測定する方法である。これらの手法は原子力施設等の管理区域において汚染を検出することを想定して開発されており、家屋内の汚染状況の把握に適用するためにはいずれの手法にも以下のような課題がある。

直接法においては測定対象以外の周辺汚染による測定値の不確かさが課題となる。FDNPS 周辺の地域では常に周囲に汚染が存在する状態となっているため、測定値はサーベイメータの検出窓以外から入射する放射線の影響を受ける。また、測定対象面の背面部等に汚染がある場合はその汚染の影響を受ける。例えば、家屋内の壁表面に付着した汚染を測定する場合は、外壁面に付着した汚染及び屋外に存在する汚染に由来する放射線が測定値に影響を及ぼす。テーブルの表面汚染を測定する場合は、テーブルの下の床及びテーブル天板の裏側に存在する汚染に由来する放射線が測定値に影響を及ぼす。このように、測定対象以外の箇所からの放射線の影響を受けるような場所の測定には直接法は不向きである。

間接法では、スミアろ紙等により汚染がどの程度拭き取れたかを示す拭き取り効率を求める必要がある。拭き取り効率に実験的データがない場合は、部材の種類にか

かわらず拭き取り効率を10%とすることがJISにより定められている⁵⁾。しかし拭き取り効率は部材により大きく異なることが知られている。これまで原子力施設等においては施設内の部材を構成するコンクリート類、塩化ビニル類、金属類等について拭き取り効率を求める実験が行われてきた⁶⁻⁹⁾が、いずれも拭き取り効率10%よりも大きい値を示しており、拭き取り効率を10%とすると表面汚染密度を数倍程度過大評価する可能性がある。また家屋内装部材の拭き取り効率、加えてFDNPS 事故の影響で汚染された実際の家屋における拭き取り効率に関する調査はほとんど例がない。さらに、間接法により測定できるのは、物質の全表面汚染のうち、ろ紙等により拭き取れる汚染、つまり遊離性表面汚染のみであり、ろ紙等により拭き取れない汚染、つまり固定性表面汚染は測定することができない。被ばく線量評価の観点から重要となるのは全表面汚染であるため、拭き取り効率の値だけではなく、固定性表面汚染の割合がどの程度であるかも知る必要がある。

以上の課題を踏まえ本研究では、家屋内汚染の適切な評価によって家屋内汚染に由来する被ばく線量を合理的に評価するため、大熊町、双葉町、及び浪江町の実家屋においてさまざまな部材の拭き取り効率等を調査し、汚染の評価手法を検討した。

II 実 験

本研究では家屋内の同一箇所の汚染面において、GM 管式サーベイメータ（日立アロカメディカル（株）、TGS-146B）を用いた直接法による表面汚染の測定と、スミアろ紙（ADVANTEC、杓子型、直径25 mm）を用いた拭き取り試験を行い、拭き取り効率及び固定性表面汚染の割合を求めた。

1. 測定対象

実験は、大熊町の家屋3軒（FDNPS から1.9 km 北西、3.7 km 西、及び5.5 km 南西）、双葉町の家屋1軒（FDNPS から3.6 km 北西）、及び浪江町の家屋1軒（FDNPS から12 km 北西）で行った。Fig. 1 に調査を行った家屋の場所を示す。測定対象とした部材は、繊維類、木材類などの実際の家屋で用いられている部材である。Table 1 に測定対象の分類と部材の例を示す。2a. 木材類（平滑）は木材の表面に塗装等の処理が施されているものを、2b. 木材類（凹凸）は表面が未処理のものを指す。測定対象の選定基準として、一般的な家庭にある材質で、かつ対象面の上部にテーブル等の被覆物がないこと、及び

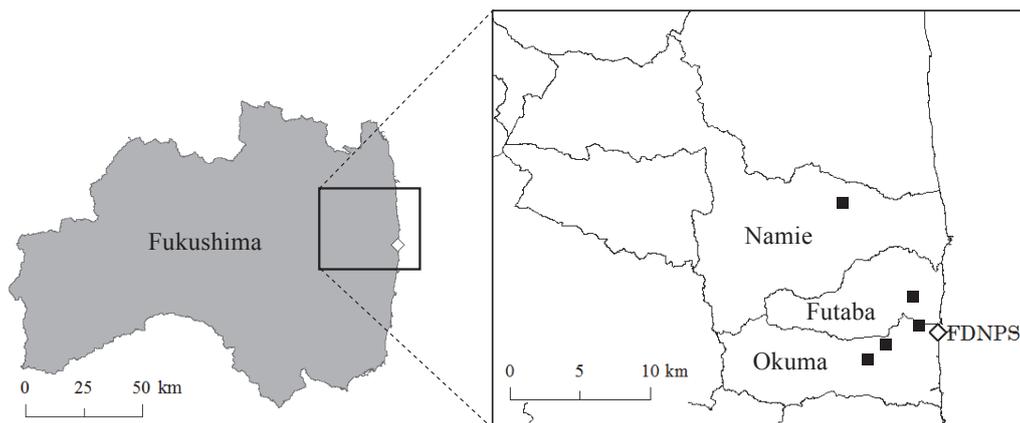


Fig. 1 Location of houses in evacuation area. Black squares indicate houses, and white diamond indicates FDNPS.

Table 1 Materials used in examinations.

| Group | Example of material | Note |
|------------------------|---|------------------------------|
| 1. Fibers | Tatami | |
| 2a. Woods (smooth) | Flooring, shelf, etc. | Painted with wax or resin |
| 2b. Woods (rough) | Flooring, top board of bay window, etc. | Untreated |
| 3. Glasses | Glass table, mirror, etc. | |
| 4a. Concretes (smooth) | Tile of bathtub | Smooth surface without joint |
| 4b. Concretes (rough) | Tile of bathtub, floor of bathroom | Rough surface or with joint |
| 5. Plastics | Cover of toilet bowl, top board of TV, etc. | |
| 6. PVCs | Floor of lavatory, floor of bathroom, etc. | |
| 7. Metals | Sink, toaster | |

人の活動等で擾乱されていないことを条件とした。

2. 実験手順

(1) バックグラウンド (BG) の測定

本論文中での BG とは、家屋内において GM 管式サーベイメータを遮蔽した状態で測定する値、または汚染のない研究室において GM 管式サーベイメータを遮蔽せず測定する値を意味する。家屋内では GM 管式サーベイメータを鉛ブロック (50 mm × 100 mm × 200 mm) 2 個及びコリメータ ((株) 日本遮蔽技研, EARTHSHIELD® MODEL-E, 側面厚さ 15.9 mm) により遮蔽した。検出窓には β カッターまたはスペーサーを取り付けた。β カッターとは厚さ 3 mm のポリプロピレン製のキャップであり、β 線を遮蔽する。スペーサーとは検出器の窓が汚染面に接触しないようにするためのリング状のキャップである。どちらを付けた場合も対象物から検出窓までの距離は 5 mm に保たれる。β カッターを付けた場合及びスペーサーを付けた場合の計数率の差から β 線による計数率を求め、BG の計算を行った。BG 測定では時定数を 30 秒に設定し、値が安定した後に測定値を 5 回記録した。

(2) 対象部材及びスミアろ紙の測定

家屋内の部材の測定対象範囲は JIS に則って 100 cm² (10 cm × 10 cm の正方形) とし、コリメータで遮蔽した GM 管式サーベイメータを用いて正方形の中心を直接法により測定した。次にスミアろ紙を用いて正方形の枠内を複数回 (10 回程度) 拭き取った。拭き取った試料は汚染拡大防止用のチャック付きポリ袋に保存した。最後に再び同じ場所を直接法により測定した。保存したスミアろ紙試料は BG の低い茨城県東海村の研究室においてコリメータを使用せず GM 管式サーベイメータで測定した。複数回分の試料のうち、計数率が BG より有意に高かった回数のもので計算を使用した。対象部材及びスミアろ紙の測定では時定数を 10 秒に設定し、値が安定した後に測定値を 5 回記録した。これらの測定時も BG と同様に β カッター及びスペーサーを使用した。BG, 対象部材, 及びスミアろ紙測定時の機材等の構成を Fig. 2 に示した。

3. 拭き取り荷重

吉田ら (1964) がタイルを ⁶⁰Co 硝酸溶液で汚染させ拭き取る実験を行ったところ、拭き取り荷重 (直

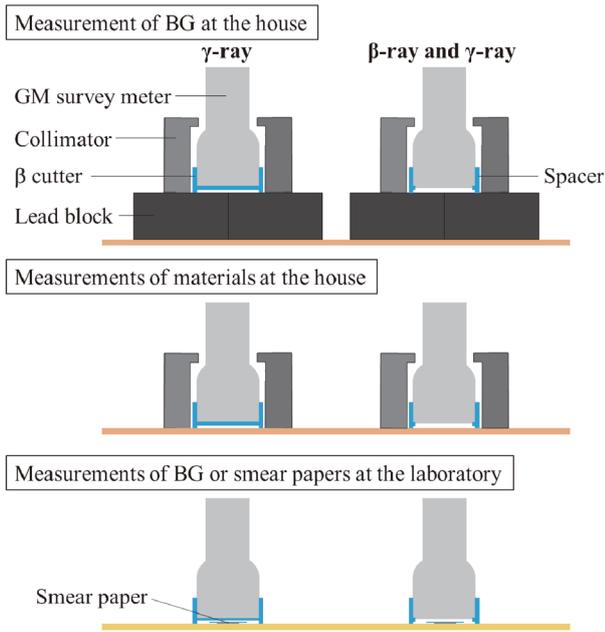


Fig. 2 Configuration on measurements of BG, materials, and smear papers.

径 25 mm のスミアろ紙に上から加えられる荷重) が 0.5–1.0 kg の範囲ではスミアろ紙の測定値が変化しなかった⁶⁾。一方で杉浦ら (2007) が汎用ビニル床シート材であるロンリウムを⁶⁰Co 塩酸溶液で汚染させ拭き取る実験を行ったところ、拭き取り荷重が 1.0 kg より小さい場合は拭き取り効率が小さくなったため、適切な荷重は 1.0–1.5 kg 程度であるとしている⁸⁾。これらの実験結果を踏まえ、本研究では拭き取り荷重を 1 kg に設定した。拭き取り荷重を測定する際にはフォースゲージ((株)イマダ, ZTA-100N) にスミアろ紙を取り付け、数値を見ながら拭き取りを行うと同時に、荷重の経時変化を 1 秒あたり 10 回記録した。フォースゲージを用いた拭き取りの様子を Fig. 3 に示した。本研究における全試料の拭き取り荷重は 0.99 ± 0.068 kg であった。

4. 拭き取り効率及び放射能の計算

(1) 間接法における拭き取り効率の計算

間接法では拭き取り効率を用いて表面汚染密度を測定する。遊離性表面汚染の表面汚染密度 A_{sr} (Bq/cm²) を求めるための一般式は次のとおりである。

$$A_{sr} = \frac{n - n_{BG}}{\varepsilon_i \times F \times S \times \varepsilon_s} \quad (1)$$

ここで n は総計数率 (cps), n_{BG} は BG 計数率 (cps), ε_i は β 粒子に対する機器効率, F は拭き取り効率, S は拭

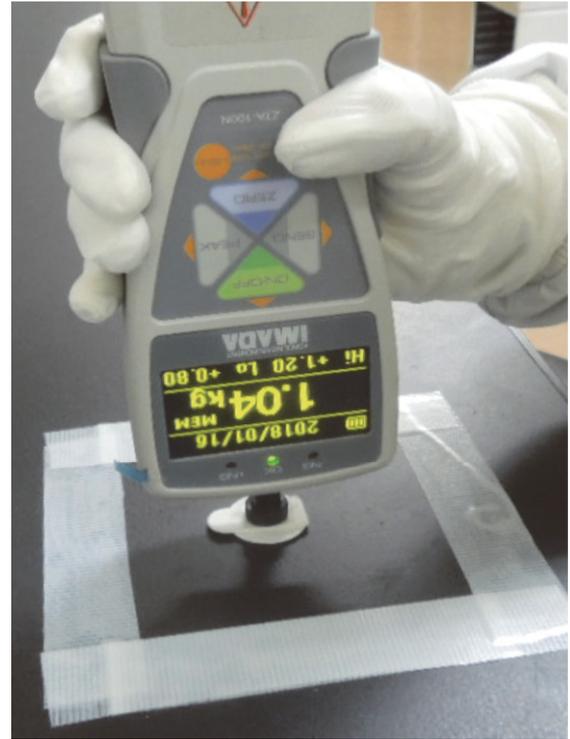


Fig. 3 Wipes with the force gauge. Wipe force is approximately 1 kg.

き取り面積 (cm²), ε_s は放射性表面汚染の線源効率である。本研究では上記の式内の拭き取り効率 F の実験的評価値を得るため複数回の拭き取りを行った。拭き取り効率 F は次の式で与えられる。

$$F = A_1 / A_r \quad (2)$$

ここで, A_1 は 1 回の拭き取りで拭き取った放射能 (Bq), A_r は拭き取りを行う前に存在した遊離性表面汚染の放射能 (Bq) である。 A_r は複数回の拭き取り試験で拭き取った放射能を合算することにより精度よく推定することができる⁵⁾。よって本研究では A_r を次の式のように定義する。

$$A_r = \sum_{i=1}^N A_i \quad (3)$$

ここで, N は拭き取り回数, A_i は i 回目の拭き取りで拭き取った放射能 (Bq) である。 A_i は次の式を用いて計算した。

$$A_i = \frac{(\overline{n_{i,\beta\gamma}} - \overline{n_{BG,\beta\gamma}})(\overline{n_{i,\gamma}} - \overline{n_{BG,\gamma}})}{\varepsilon_i \times \varepsilon_s \times C} \quad (4)$$

ここで, $\overline{n_{i,\beta\gamma}}$ はスペーサーを付けて測定した i 回目のスミアろ紙サンプルの計数率の平均値 (cps), $\overline{n_{BG,\beta\gamma}}$ はスペー

サーを付けて測定した BG 計数率の平均値 (cps), $\overline{n_{i,\gamma}}$ は β カッターを付けて測定した i 回目のスミアろ紙サンプルの計数率の平均値 (cps), $\overline{n_{BG,\gamma}}$ は β カッターを付けて測定した BG 計数率の平均値 (cps), C はろ紙を挟んだポリ袋の遮蔽係数である。本研究において、遮蔽係数 C は 0.85 であった。機器効率 ε_i は β 線の最大エネルギーや線源と検出器との幾何条件により異なる。線源効率 ε_s は測定対象の材質により異なる。本研究で使用したサーベイメータはアルミニウムプレート製の ^{36}Cl を線源とし線源と検出窓を 5 mm 離れた位置で校正を行い、計数率から放射能への換算係数を決定している。汚染の主な核種である ^{137}Cs 及び ^{134}Cs の β 線エネルギーの範囲では機器効率に違いはなく¹⁰⁾、ほとんどの部材がアルミニウムプレートと同様の線源効率 (0.6) であった¹¹⁾ ため、サーベイメータに記載の換算係数 ($7.4 \times 10^{-2} \text{ Bq/min}^{-1}$) を用いて放射能の計算を行った。木材の線源効率は 0.5 であり¹¹⁾、量の線源効率は明らかでないため JIS に従い 0.5 としたため、量及び木材類の測定時は換算係数に 0.6/0.5 を掛けて補正した。それ以外の部材やスミアろ紙の場合は線源効率に 0.6 を用いた。

(2) 直接法による表面汚染密度の計算

直接法では遊離性表面汚染だけでなく固定性表面汚染も測定している。本研究では、拭き取り前に直接法で測定した放射能を全表面汚染の放射能 A_t (Bq), 拭き取り後に直接法で測定した放射能を固定性表面汚染の放射能 A_f (Bq) とみなし、次のように定義する。

$$A_t = A_f + A_r \quad (5)$$

全表面汚染の表面汚染密度 A_{st} (Bq/cm^2) は次の式により計算した。

$$A_{st} = \frac{(\overline{n_{bf,\beta\gamma}} - \overline{n_{BG,\beta\gamma}})(\overline{n_{bf,\gamma}} - \overline{n_{BG,\gamma}})}{\varepsilon_i \times W \times \varepsilon_s} \quad (6)$$

ここで、 $\overline{n_{bf,\beta\gamma}}$ は拭き取り前にサーベイメータを付けて直接法により測定した計数率の平均値 (cps), $\overline{n_{bf,\gamma}}$ は拭き取り前に β カッターを付けて直接法により測定した計数率の平均値 (cps), W は GM 管式サーベイメータの有効窓面積 (cm^2) である。本研究において W は 19.6 cm^2 であった。また、固定性表面汚染の表面汚染密度 A_{sf} (Bq/cm^2) は次の式で与えられる。

$$A_{sf} = \frac{(\overline{n_{af,\beta\gamma}} - \overline{n_{BG,\beta\gamma}})(\overline{n_{af,\gamma}} - \overline{n_{BG,\gamma}})}{\varepsilon_i \times W \times \varepsilon_s} \quad (7)$$

ここで、 $\overline{n_{af,\beta\gamma}}$ は拭き取り後にサーベイメータを付けて直接

法により測定した計数率の平均値 (cps), $\overline{n_{af,\gamma}}$ は拭き取り後に β カッターを付けて直接法により測定した計数率の平均値 (cps) である。

(3) 検出限界の計算

(4) 式, (6) 式, 及び (7) 式の計算を行う際には、サーベイメータまたは β カッターを付けて測定した各サンプルの計数率が検出限界の計数率を上回っていることを確認する必要がある。検出限界の計数率 $n_{d,p}$ (cps) は次の式で計算した¹²⁾。サーベイメータを付けた場合は $p = \beta\gamma$, β カッターを付けた場合は $p = \gamma$ となる。

$$n_{d,p} = \frac{K}{2} \left\{ \frac{K}{2\tau_s m} + \sqrt{\left(\frac{K}{2\tau_s m}\right)^2 + 2n_{BG,p} \left(\frac{1}{\tau_s m} + \frac{1}{\tau_{BG} m}\right)} \right\} \quad (8)$$

ここで、 K は標準偏差の倍数、 τ_s はサンプル測定時の時定数 (s), m は測定回数、 τ_{BG} は BG 測定時の時定数 (s) である。 K は一般的に 3 を用いる。本研究においては、 τ_s は 10 s, m は 5 回、 τ_{BG} は 30 s とした。

III 結果と考察

1. 拭き取り効率

本試験の結果で示したすべての誤差には、サーベイメータの 5 回の読み取り値による計数率のばらつき、及び同一分類中における複数の異なる部材がもつそれぞれの拭き取り効率のばらつきが含まれている。本研究では、計数率のばらつき、各部材の拭き取り効率のばらつき、そしてそれらを合成した一分類としてのばらつきをすべて正規分布と仮定し、平均値と標準偏差を計算した。

各部材の拭き取り効率の結果を Fig. 4 に示す。拭き取り効率が最も高かった部材は 3. ガラス類及び 4a. コンクリート類 (平滑) で、それぞれ $79\% \pm 7.7\%$ 及び

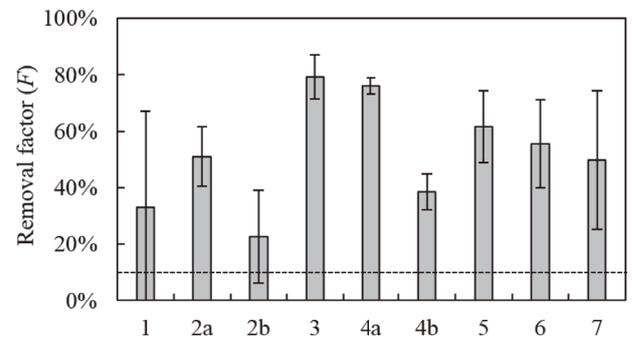


Fig. 4 Removal factor (F) of each material. 1: fibers, 2a: woods (smooth), 2b: woods (rough), 3: glasses, 4a: concretes (smooth), 4b: concretes (rough), 5: plastics, 6: PVCs and 7: metals. Dotted line means removal factor of 10%.

76%±2.9%であった。最も低かった部材は2b. 木材類(凹凸)の23%±16%であったが、部材により拭き取り効率が大きく異なっており、最も低いものは9.5%, 最も高いもので53%であった。2a. 木材類(平滑)の拭き取り効率は51%±11%であり、木材表面に塗装等の処理が施してある場合は、表面が未処理のものと比較して拭き取り効率が高くなった。同様に、4a. コンクリート(平滑)の拭き取り効率は4b. コンクリート(凹凸)の2倍程度であり、表面状態及び目地の有無により大きく異なっていた。1. 繊維類に分類した畳は拭き取り効率の誤差が非常に大きかった。これは主に計数率のばらつきが原因であると考えられる。畳はスミアろ紙により拭き取れた汚染がND-0.05 Bq/cm²と非常に少なかったため、各スミアろ紙の表面汚染密度を求める計算過程において、その誤差が相対的に大きくなったと考えられる。

本研究で調査した部材の中で拭き取り効率が10%未満となったのは2b. 木材類(凹凸)の中の一つの部材のみであり、それ以外の部材では10%を大きく上回っていた。また先行研究においても、汚染源や拭き取り荷重に関わらず10%より高い値であった⁶⁻⁹⁾。よって拭き取り効率が不明な部材に対して10%を適用することは表面汚染密度を過大評価する可能性が高いため、汚染の評価という観点では適切ではないことがわかった。

2. 固定性表面汚染の割合

拭き取り効率は遊離性表面汚染のうち1回目で拭き取ることができた汚染の割合であるため、間接法を用いて測定できるのは遊離性表面汚染の放射能のみである。家屋内汚染による外部被ばくを評価するためには固定性表面汚染の割合についてもどの程度であるかを知る必要がある。(6)式及び(7)式から求めた各部材の固定性表面汚染の割合をFig. 5に示す。固定性表面汚染の割合が最も低かったのは3. ガラス類及び5. プラスチック類で、それぞれ14%±11%及び15%±12%であった。一方最も高かったのは1. 繊維類の101%±16%であった。その要因として、畳の繊維の隙間に汚染が入り込み、複数回の拭き取りにもかかわらず汚染はほとんど拭き取れていなかったことが考えられる。畳は拭き取れた汚染が非常に少なかったため拭き取り前後で表面汚染に変化がなかった。よって計数率誤差の影響を受けて固定性表面汚染の割合が100%を超える場合があった。2a. 木材類(平滑)では65%±15%, 2b. 木材類(凹凸)では81%±9.7%となったことから、表面が未処理の木材は遊離性表面汚染の割合が少なく、かつその遊離性表面汚

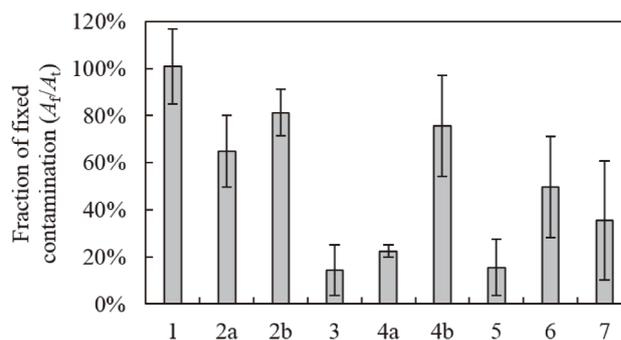


Fig. 5 Fraction of fixed contamination (A_f/A_t) of each material. 1: fibers, 2a: woods (smooth), 2b: woods (rough), 3: glasses, 4a: concretes (smooth), 4b: concretes (rough), 5: plastics, 6: PVCs and 7: metals.

染も一度で拭き取ることは困難であることがわかった。4a. コンクリート類(平滑)は22%±2.5%, 4b. コンクリート類(凹凸)は76%±21%となり、汚染の大部分は凹凸部及び目地の部分に固定されていると考えられる。本研究では畳の汚染がほとんど拭き取れておらず、拭き取り効率を正確に算出できていない可能性があることがわかった。よってこれ以降は畳を除いた結果を議論していくこととする。

3. 汚染の回収率

(5)式に示したとおり、理論上は A_t と A_f の和が A_t となる。ここでは、拭き取り前に直接法で測定した放射能(A_t)に対して、複数回の拭き取りによって拭き取った放射能の合計(A_r)と拭き取り後に直接法で測定した放射能(A_f)との和がどの程度の割合であったかを汚染の回収率と呼ぶこととし、計算を行った。Fig. 6に、各部材の汚染の回収率を示した。汚染の回収率は最も低い

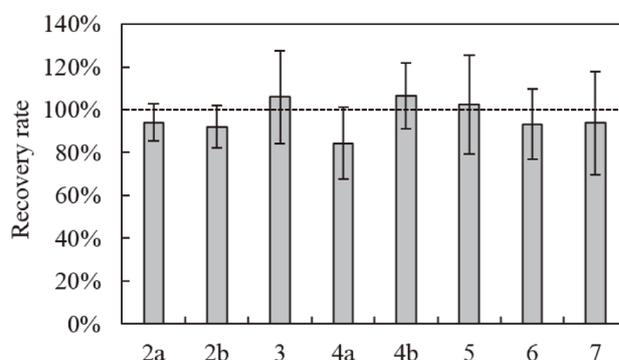


Fig. 6 Recovery rate of contamination. 2a: woods (smooth), 2b: woods (rough), 3: glasses, 4a: concretes (smooth), 4b: concretes (rough), 5: plastics, 6: PVCs and 7: metals. Dotted line means recovery rate of 100%.

もので $84\% \pm 17\%$ 、最も高いもので $106\% \pm 22\%$ となり、すべての分類で 100% から大きく外れることはなかった。汚染の回収率が 100% にならなかった原因として考えられるのは、拭き取り範囲の汚染の不均一性、及び拭き取り行為によるサーベイメータ検出範囲内への汚染の流入または範囲外への汚染の流出である。これらの影響を調べるためには、拭き取り前後の部材に付着している汚染の分布をイメージングプレート等により把握しておく必要がある。汚染の回収率は、同一の部材上の複数箇所における直接法による測定や、直接法の測定範囲と間接法の拭き取り範囲を統一するといった方法により、100% に近づけることができると考えられる。

4. 表面汚染密度

本研究において直接法で測定した拭き取り前の全表面汚染密度の範囲は $0.49\text{--}10\text{ Bq/cm}^2$ 、中央値は 3.0 Bq/cm^2 であった。Fig. 7 に全表面汚染密度と拭き取り効率との関係を示す。各部材の測定値を含む範囲に影を付けた。7. 金属類を除いた部材では拭き取り効率は全表面汚染密度の影響を受けていないと考えられる。金属類については汚染レベルが低い場合に拭き取り効率が高く汚染レベルが高い場合に拭き取り効率が低いように見えるが、汚染レベルの高い 2 点では全表面汚染密度が 2 倍以上異なる (4.1 Bq/cm^2 及び 9.3 Bq/cm^2) ものの拭き取り効率の差はわずか (28% 及び 23%) であり、拭き取り効率と

全表面汚染密度との間に明確な相関があると判断することは難しい。杉浦ら (2007) では、表面汚染密度が $0.05\text{--}50\text{ Bq/cm}^2$ の範囲においては拭き取り荷重が一定であれば汚染の大小により拭き取り効率は変化しないと述べられており⁸⁾、本研究もこれに矛盾しない結果となった。

5. 拭き取り効率と固定性表面汚染の割合との関係

拭き取り効率 F と固定性表面汚染の割合 A_f/A_t との関係を図 8 に示した。拭き取り効率 F と固定性表面汚染の割合 A_f/A_t には負の相関があった。これは遊離性表面汚染 A_r が少ない部材ほど 1 回目の拭き取りで取り除ける汚染が少ないことを示している。ここで、本研究により求められた関係を用いて、全表面汚染 A_t に対して 1 回目の拭き取りで取り除ける汚染の割合 (以下、汚染除去率 D と呼ぶ) について考察する。

遊離性表面汚染の割合 A_r/A_t を $1 - A_f/A_t$ で表せると仮定すると、汚染除去率 D は

$$D = (1 - A_f/A_t) \times F \quad (9)$$

で表される。また、拭き取り効率 F と固定性表面汚染の割合 A_f/A_t が比例関係であるとする、 a 及び b を定数とした関数

$$A_f/A_t = aF + b \quad (10)$$

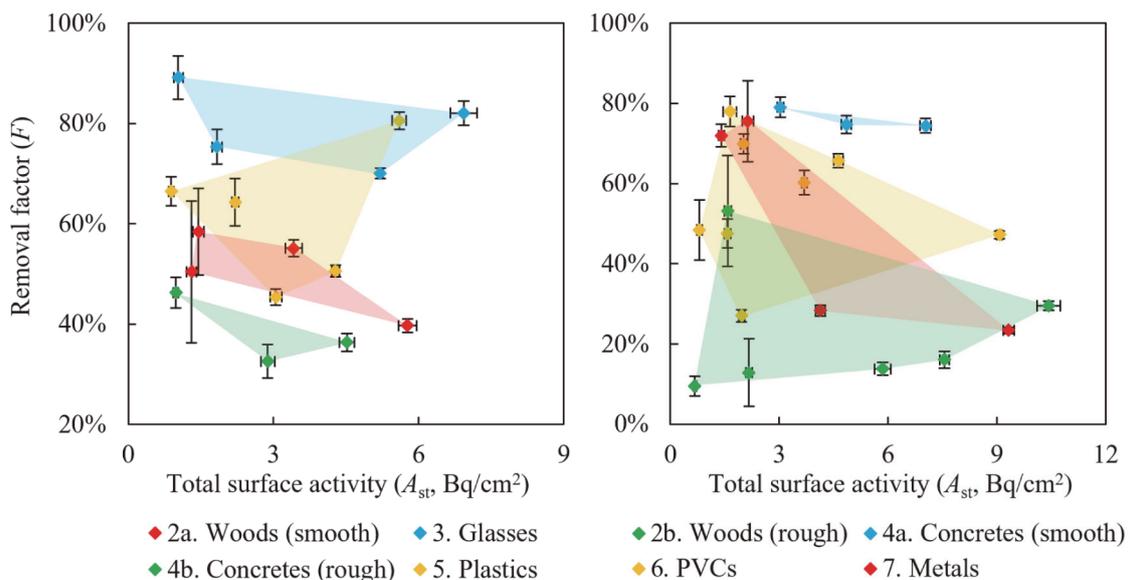


Fig. 7 Relationship between total surface activity (A_t) and removal factor (F). 2a: woods (smooth), 3: glasses, 4b: concretes (rough), 5: plastics are in the left figure, and 2b: woods (rough), 4a: concretes (smooth), 6: PVCs and 7: metals are in the right figure. The range which contains the measurement data of each material was colored.

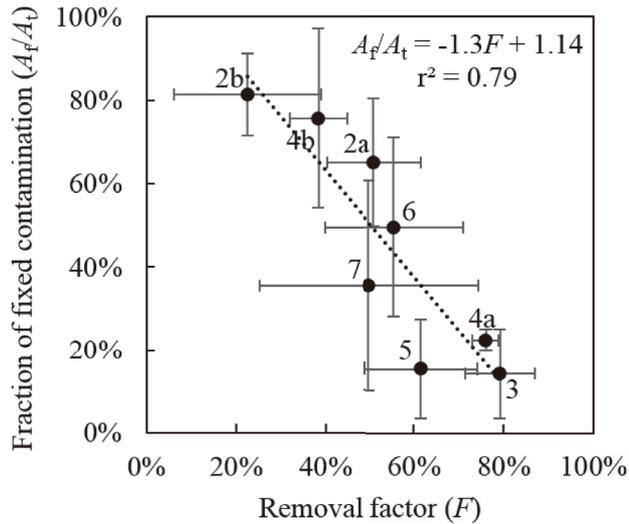


Fig. 8 Relationship between removal factor (F) and fraction of fixed contamination (A_f/A_t). 2a: woods (smooth), 2b: woods (rough), 3: glasses, 4a: concretes (smooth), 4b: concretes (rough), 5: plastics, 6: PVCs and 7: metals.

と (9) 式から、汚染除去率 D は

$$D = aF^2 + (1 - b)F \quad (11)$$

となる。本研究の結果から求めた拭き取り効率と汚染除去率との関係を **Fig. 9** に示す。図中の曲線は (11) 式より求めた二次関数のグラフである。最大 25% 程度の誤差はあるが、全体として本研究の結果もこの式を否定しないものであった。このように、拭き取り効率が低いほど実際に拭き取れる汚染の割合は加速度的に小さくなる可能性が示唆された。

6. 表面汚染密度の評価手法の違いが室内空間線量率に及ぼす影響

(国研) 日本原子力研究開発機構が 2012 年 12 月に調査を行った大熊町の家屋のうち最も汚染レベルが高かった家屋における床及び壁の計数率をもとに、本研究で求めた汚染除去率を用いて床及び壁の表面汚染密度を評価した。評価された表面汚染密度の中央値 (**Table 2**) を利用して、家屋内の高さ 1 m における空間線量率をシミュレーションにより計算した。計算には PHITS¹³⁾ (Ver. 2.880) を用い、対象核種は ¹³⁷Cs 及び ¹³⁴Cs とした。計算体系を **Fig. 10** に示す。想定した家屋の大きさは 72 m²、天井高は 2.4 m とした。主な滞在場所となる 3 つの部屋 (それぞれ 12 m², 16 m², 20 m²) の高さ 1 m の地点における空間線量率を 25 cm × 25 cm のメッシュ毎に計算した。10% の拭き取り効率を用いて表面汚染

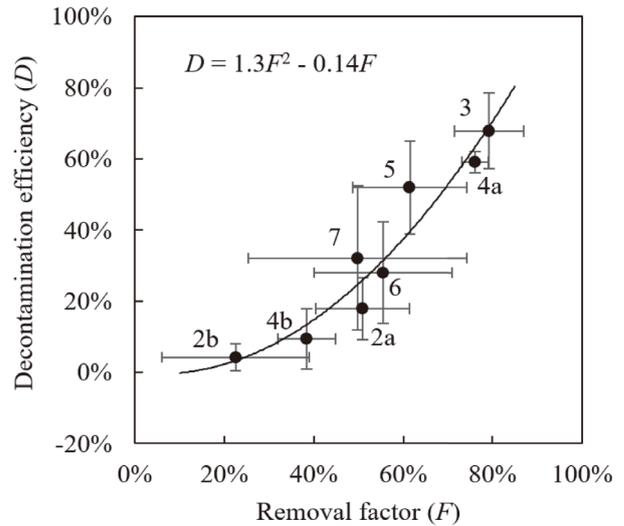


Fig. 9 Relationship between removal factor (F) and decontamination efficiency (D). 2a: woods (smooth), 2b: woods (rough), 3: glasses, 4a: concretes (smooth), 4b: concretes (rough), 5: plastics, 6: PVCs and 7: metals. Black line indicates a theoretical formula of relationship between removal factor (F) and decontamination efficiency (D) assuming that removal factor (F) and fraction of fixed contamination (A_f/A_t) are in proportion.

Table 2 Median of the assessed surface contamination inside house in Okuma Town (Bq/cm²). Case 1 and Case 2 mean the surface contamination calculated by using decontamination efficiency and 10% removal factor, respectively.

| | Number of samples | Case 1 (Bq/cm ²) | Case 2 (Bq/cm ²) |
|-------|-------------------|------------------------------|------------------------------|
| Floor | 76 | 4.2 | 7.5 |
| Wall | 38 | 0.069 | 0.16 |

密度を評価した場合についても同様に計算し、空間線量率を比較した。家屋内の空間線量率の分布を **Fig. 11** に、各部屋における空間線量率を **Table 3** に示す。家屋内汚染に由来する空間線量率は、汚染除去率を用いて評価した場合 (ケース 1) で 0.029–0.068 (算術平均値 0.053) μSv/h, 10% の拭き取り効率を用いて評価した場合 (ケース 2) で 0.052–0.124 (算術平均値 0.096) μSv/h となり、ケース 2 の方が 2 倍程度高かった。汚染除去率を用いて計算した各部屋の空間線量率は、部屋 1 で 0.050 μSv/h, 部屋 2 で 0.053 μSv/h, 部屋 3 で 0.054 μSv/h となり、部屋の床面積が大きいほどわずかに高くなる傾向があった。家屋内の汚染に由来する空間線量率は、2012 年 12 月当時の屋外の空間線量率の算術平均値である 4.9 μSv/h¹⁴⁾ の約 1% であり、外部被ばく線量に与える家屋内汚染の影響が非常に小さいことがわかった。

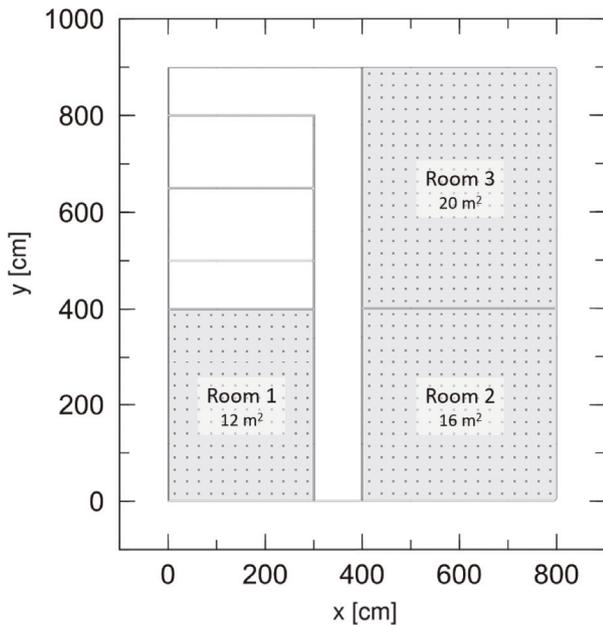


Fig. 10 Layout of the house which simulated air dose rate. Air dose rates were calculated for every mesh of $25\text{ cm} \times 25\text{ cm}$ at 1 m height in room 1 (12 m^2), room 2 (16 m^2), and room 3 (20 m^2). Dots indicate measurement points.

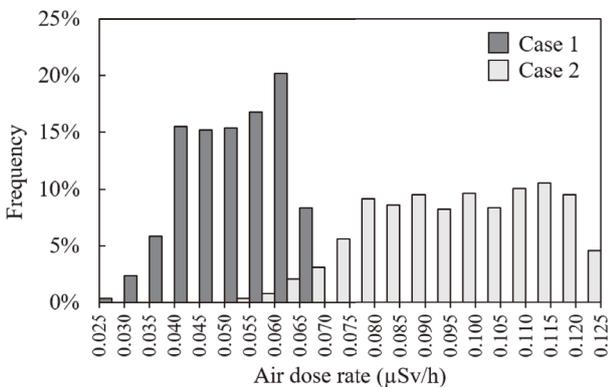


Fig. 11 Distribution of air dose rate ($\mu\text{Sv/h}$) inside house at 1 m height. Case 1 and Case 2 mean the air dose rate calculated by using decontamination efficiency and 10% removal factor, respectively.

Table 3 Average of air dose rate of each room ($\mu\text{Sv/h}$). Case 1 and Case 2 mean the air dose rate calculated by using decontamination efficiency and 10% removal factor, respectively.

| | Floor area (m^2) | Case 1 ($\mu\text{Sv/h}$) | Case 2 ($\mu\text{Sv/h}$) |
|--------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Room 1 | 12 | 0.050 ± 0.0088 | 0.091 ± 0.016 |
| Room 2 | 16 | 0.053 ± 0.0091 | 0.096 ± 0.016 |
| Room 3 | 20 | 0.054 ± 0.0092 | 0.098 ± 0.017 |

IV 結 論

原子力事故後において家屋内に浸入した汚染に由来する被ばく線量を正確に評価するため、大熊町、双葉町、及び浪江町の実家屋においてさまざまな家屋内装部材の拭き取り効率を調査した。その結果、畳を除くすべての部材で拭き取り効率が10%を上回った。拭き取り効率と固定性表面汚染の割合には負の相関があり、これにより拭き取り効率と汚染除去率の関係が二次関数である可能性が示唆された。実験により得られた汚染除去率及びJISに記載された10%の拭き取り効率を用いて家屋内汚染に由来する空間線量率を計算した結果、10%の拭き取り効率を用いた場合は汚染除去率を用いた場合と比較して空間線量率の計算結果が2倍程度高かった。汚染除去率を用いた場合の空間線量率は屋外の空間線量率の約1%にあたる $0.05\text{ }\mu\text{Sv/h}$ 程度となり、外部被ばく線量に与える家屋内汚染の影響が非常に小さいことがわかった。

V 今後の課題

帰還困難区域への立ち入り時間に制限があること、調査可能な家屋が限られていることなどにより、本研究における調査は各分類について3種類から8種類にとどまった。拭き取り効率及び汚染除去率の変化の範囲がどの程度であるかを議論するためには、同様の実験を繰り返して多くのデータを集積すること、及び条件を一定にした実験室実験を行うことが必要である。また汚染の回収率は固定性表面汚染の割合に影響を与えるため、回収率が100%とならない原因を明らかにする必要がある。これには拭き取り前後の汚染分布をイメージングプレートにより把握することが有効であると考えられる。これらの課題を解決するため、今後は実験室において一定の部材や汚染源を用いた体系的な実験を行い、拭き取り効率等に影響する要因を明らかにしていく。

謝 辞

本研究の調査にご協力いただき、ご自宅を提供してくださいました大熊町、双葉町、及び浪江町の家屋所有者の皆様には感謝申し上げます。

利益相反の開示

本研究の実施及び論文の執筆に関し、著者らが開示すべき利益相反関係にある企業等はありません。

参 考 文 献

- 1) Ministry of Economy, Trade and Industry; Areas to which evacuation orders have been issued (April 1, 2017) (2017). Available at: <http://www.meti.go.jp/earthquake/nuclear/kinkyu/hinanshiji/2017/pdf/0401gainenzu.pdf>, Accessed 19 July, 2018 (in Japanese).
- 2) Nuclear Emergency Response Headquarters; Basic Concept and Issues to be Challenged for Rearranging the Restricted Areas and Areas to which Evacuation Orders Have been Issued where Step 2 has been Completed (2011). Available at: http://www.meti.go.jp/english/earthquake/nuclear/roadmap/pdf/20111226_01.pdf, Accessed 19 July 2018.
- 3) Ministry of the Environment; Progress on Decontamination & Interim Storage Facility (2014). Available at: <http://www.mofa.go.jp/files/000051402.pdf>, Accessed 19 July 2018.
- 4) H. YOSHIDA-OHUCHI, T. KANAGAMI, Y. SATOH, M. HOSODA, Y. NAITOH and M. KAMEYAMA; Indoor radiocaesium contamination in residential houses within evacuation areas after the Fukushima nuclear accident. *Sci. Rep.*, **6**, Article number: 26412 (2016).
- 5) Japanese Industrial Standards Committee; Evaluation of surface contamination Beta-emitters (maximum beta energy greater than 0.15 MeV) and alpha-emitters. JIS Z 4504 (2008) (in Japanese).
- 6) Y. YOSHIDA, Y. SASAKI, M. MURATA, S. IZAWA and Y. IKEZAWA; Experiment study of smear survey. *J. At. Energy Soc. Jpn.*, **6**, 77–81 (1964) (in Japanese).
- 7) G. W. ROYSTER and B. R. FISH; Techniques for assessing “removable” surface contamination, B. R. FISH (ed.) “Surface Contamination”, pp. 201–207 (1964), Pergamon Press, Oxford.
- 8) N. SUGIURA, J. TAIRA, K. TAKENAKA, K. YAMANAKA, K. SUGAI and T. KOSAKO; Experimental analysis on removal factor of smear method in measurement of surface contamination. *Jpn. J. Health Phys.*, **42**, 214–220 (2007) (in Japanese).
- 9) T. ICHII and H. OGINO; Experimental evaluation of removal factor in smear method for surveying radioactive surface contamination of transport cask. *Jpn. J. Health Phys.*, **46**, 52–59 (2011) (in Japanese).
- 10) Japanese Industrial Standards Committee; Portable radiation surface contamination meters and monitors. JIS Z 4329 (2004) (in Japanese).
- 11) T. ICHII and H. OGINO; Experimental study on source efficiencies of various materials contaminated with radioactivity. *Trans. At. Energy Soc. Jpn.*, **6**, 370–375 (2007) (in Japanese).
- 12) M. KISHIDA and S. SUGA; Radiation Monitoring of the Workplace (XI): Air Monitoring (7) Measurement of Samples, Jpn. Radioisotope Assoc. (ed.) “Sagyoukankyou no Housyasen Monitaringu —Keikaku Ritsuan kara Hyouka made—” [Radiation Monitoring of the Workplace —from planning to assessment], 99–110 (1978) (in Japanese).
- 13) T. SATO, K. NIITA, N. MATSUDA, S. HASHIMOTO, Y. IWAMOTO, et al.; Particle and Heavy Ion Transport Code System PHITS, Version 2.52. *J. Nucl. Sci. Technol.*, **50**, 913–923 (2013).
- 14) Nuclear Regulation Authority; Readings of air dose in the 20km zone of Fukushima Dai-ichi NPP (December 2012) (2012). Available at: <http://radioactivity.nsr.go.jp/en/list/239/list-201212.html>, Accessed 19 July 2018.

Original Paper

Evaluation of Doses Absorbed to a Bone Marrow Stem Cell Layer from Short-lived Radionuclides in the Blood Vessels and from Long-lived Radionuclides in the Cortical Bone

Noriko KOBAYASHI[#]

(Received on April 10, 2018)

(Accepted on November 14, 2018)

The International Commission on Radiological Protection (ICRP) internal dose assessment model, currently adopted in Japanese regulation, assumes uniform distribution of radionuclides in bone marrow blood (ICRP Publication 60). Recent studies have revealed a localization of hematopoietic stem cells (HSCs) and immune cells in the perivascular region of the bone marrow sinusoids, suggesting a need to consider nonuniform distributions of the blood source and HSCs. To evaluate energy transfer to HSCs, a simplified model of cervical vertebrae with bone tissues and blood vessels was built using data from the adult Japanese male phantom. Doses absorbed by HSCs from blood and hard bone sources were calculated using a Monte Carlo simulation, and absorbed fractions (AFs) and specific absorbed fractions (SAFs) from electrons were compared with those in the ICRP 1990 model. In the cervical vascular model, electron SAFs from sinusoidal blood in the red bone marrow (RBM) to the target perivascular region were 1.2 to 6.9 times higher than the SAF in the ICRP 1990 model, suggesting an underestimation of the RBM dose. Electrons from the cortical bone source to the perisinusoidal target exhibited energy transfer. The ICRP 1990 model underestimates electron SAFs from radionuclides in sinusoidal blood and cortical bones. A more elaborate model is needed to examine doses for the RBM and effects on hematopoietic and immune functions.

KEY WORDS: ICRP internal dose assessment, absorbed fractions, specific absorbed fractions, PHITS, red bone marrow.

I INTRODUCTION

The International Commission on Radiological Protection (ICRP) model currently adopted in Japanese regulation (ICRP Publication 60, referred to hereafter as the ICRP 1990 model)¹⁾ postulates a uniform distribution of the blood source to organs in the body, including the bone marrow, based on the assumptions in ICRP Publication 30.²⁾ According to Part 1 of ICRP Publication 30, transformations occurring in the transfer compartment are assumed to be uniformly distributed throughout the whole body. Also, in a mathematical phantom based on the Medical Internal Radiation Dose method and used in the calculation of the photon specific absorbed fraction (SAF), each bone tissue is distinguished in its anatomical location only by weight, without any regard for its internal structure. As a result, it is assumed that the bone marrow and hematopoietic stem cells (HSCs) are uniformly distributed throughout the bone region.³⁾

Further, it is assumed that all the electrons from radionuclides in a source organ are absorbed to the source organ, except for organs with walls and the skeleton. For other areas, body tissue (the tissue of the whole body, excluding the contents of the esophagus, gallbladder, and bladder) is used as a surrogate for the blood source, and the electron absorbed fraction (AF) is defined as a ratio of the mass of the

target organ to the mass of the whole body.⁴⁾ The SAF that is obtained by dividing the AF by the mass of the target region of electrons from body tissue is defined to be $1/68.831 \text{ kg}^{-1}$, which means electron SAF of the blood source is $1/68.831 \text{ kg}^{-1}$ in any organ other than specific source and target combinations in the respiratory tract and the skeleton.⁵⁾

However, recent studies have revealed that HSCs and immune cells concentrate around the endothelium of bone marrow blood vessels.⁶⁾ Hematopoietic niches in the bone marrow have been considered to involve osteoblastic cells, endothelial cells, or stromal cells, but more recent studies using genetically modified mice have strongly supported a perivascular niche theory, with the niche consisting of mesenchymal stromal cells and endothelial cells.^{7, 8)} It has been reported that 85% of HSCs are located within $10 \mu\text{m}$ of the bone marrow sinusoids.⁹⁾ In mouse studies, the HSCs that were distinguished by a signaling lymphocytic activation molecule family constituted only a very small portion of the bone marrow cells (24 out of 488,400)¹⁰⁾; the number of HSCs within a mouse is estimated at $\sim 0.01\%$ of the bone marrow cellularity.¹¹⁾ If such scarce HSCs were localized around the sinusoids, doses from radiation emitted by radionuclides decaying in the blood, especially doses from electrons, could be underestimated by the ICRP 1990 model, which assumes a uniform distribution of the blood, bone marrow, and HSCs. It is thus necessary to evaluate energy transfer to the bone marrow stem cell layer using a model that considers the

[#] Corresponding author; E-mail: ipatrioticmom@gmail.com

detailed internal structure of bone tissues.

According to the dose estimation model based on the ICRP 2007 recommendations (ICRP Publication 103, referred to hereafter as the ICRP 2007 model),¹²⁾ blood is allocated according to the mass of blood in each organ, and electron SAFs are calculated by a Monte Carlo code using a computational phantom. However, skeletal tissues cannot be geometrically represented in the computational phantom, which only identifies the cortical bone, medullary marrow, and trabecular spongiosa. The trabecular spongiosa is a mixture of the trabecular bone as well as the active and inactive marrow, and the absorbed dose is calculated by the sampling algorithm, based on the proportion of each component.¹³⁾ Thus, the ICRP 2007 model assumes a uniform distribution of the blood and HSCs. And even in a study that utilized micro CT images to recreate the cortical bone, trabecular bone, and active bone marrow within a phantom, no consideration was given to the blood vessels in the evaluation of electron SAFs.¹⁴⁾

Also, in the ICRP 1990 model, AFs for radionuclides in the hard bone are given specific numerical values, according to **Table 1** in ICRP Publication 30. When a bone-seeking nuclide is deposited on bone surfaces, it is distributed equally in the cortical and trabecular bone. When the nuclides move into the bone volume, they are distributed to the cortical and trabecular bone according to their proportions in the bone, that is, 0.8 for the cortical bone and 0.2 for the trabecular bone. The AF for electron sources in the cortical bone to the RBM target is assumed to be zero.

To evaluate the dosimetry from the blood and cortical bone sources to the bone marrow stem cell layer in the ICRP 1990 model as well as in the ICRP 2007 model, a simplified model of bone tissues and blood vessels was built using the data of the Japanese phantom (JM-103).¹⁵⁾ Then energy transfers from the blood and cortical bone sources to the perivascular region of the RBM were calculated using PHITS code¹⁶⁾ and were compared to the electron AF in the ICRP 1990 model. To address the proportion of energies deposited from the source region with a nonuniform distribution to the target region of the perivascular stem cell layer, absorbed doses in the perivascular region were compared among three different source regions—in the blood in the RBM sinusoids, in all of the RBM, and in the whole bone.

To evaluate the extent of the effects of major nuclides in the actual exposure dose assessment, electron SAFs were also calculated from the short-lived iodine isotopes iodine-131 (¹³¹I), iodine-132 (¹³²I), and iodine-133 (¹³³I) in the blood source and from long-lived strontium-89 (⁸⁹Sr), strontium-90 (⁹⁰Sr), and its progeny, yttrium-90 (⁹⁰Y), in the cortical bone source.

II METHODS

2.1. Overview

A comparison between the ICRP 1990 model, the ICRP 2007 model, and the present study is shown in **Table 2**.

2.2. Building a simplified model of cervical vertebrae with bone tissues

To overcome the limitations of the ICRP 1990 model, which assumes a uniform distribution of nuclides, a simplified model of cervical vertebrae (hereafter called the cervical vascular model) was built using data on masses of bone tissues and blood from the Japanese phantom, JM-103.¹⁵⁾ This data was used because the weight of bone tissue and blood for each part of the bones was described in detail. Assuming the vertebral column length to be approximately three-tenths of 171 cm—the height of the JM-103—and the ratio of the cervical, thoracic, and lumbar spine to be 2:7:3, the cervical vertebrae were modeled as a 9 cm high cylinder with an internal lattice structure consisting of the trabecular bone, bone marrow, and blood vessels (**Fig. 1**). As the proportion of blood contained in each bone tissue was not available, proportions shown in ICRP Publication 89¹⁷⁾ were used, where blood distribution to the bone tissue and the RBM was 7% and 4%, respectively, of the total blood. The mass of the RBM blood was thus determined to be 13.5% of the mass of the RBM (**Table 3**). The weight of blood in the RBM of the cervical vertebrae was calculated as 6.09 g (13.5% of the bone marrow weight of 45.1 g), and the inner diameter of the blood vessel was calculated from the height (9 cm) and the number of blood vessels as a cylinder. As anatomical information on sinusoids is only available for mice,⁹⁾ blood vessels were modeled into cylinders arranged at equal intervals using a lattice structure, and they were analyzed for 25, 49 and 121 blood vessels by changing the inner diameters.

The internal radius of a blood vessel was determined from the mass of the blood, while the volume was calculated from the total mass of the cortical bone, trabecular bone, and soft tissues of the cervical vertebrae. These structures were arranged around the cervical vertebrae, assuming a neck circumference of 38 cm.¹⁸⁾ Material densities were set as 1.623 g/cm³ for the bone and 1 g/cm³ for the bone marrow, soft tissues, and blood. Although the central part of the bone marrow contains arteries and veins, all blood vessels were simplified as sinusoids, due to the use of the lattice structure. Also, because the estimation involved the blood source in the RBM, only blood in the RBM was considered, excluding blood in the cortical bone and trabecular bone as well as all

Table 1 Electron AFs from the hard bone sources to the RBM in ICRP Publication 30.²⁾

| Source organ | Target organ | β emitter uniform in volume | β emitter on bone surfaces $E_{\beta} \geq 0.2$ MeV | β emitter on bone surfaces $E_{\beta} < 0.2$ MeV |
|-----------------|---------------|-----------------------------------|---|--|
| Trabecular bone | Bone surfaces | 0.025 | 0.025 | 0.25 |
| Cortical bone | Bone surfaces | 0.015 | 0.015 | 0.25 |
| Trabecular bone | RBM | 0.35 | 0.35 | 0.5 |
| Cortical bone | RBM | 0 | 0 | 0 |

Table 2 Overview of analysis.

| | ICRP 1990 model | ICRP 2007 model | Present Study |
|--|---|---|---|
| Type | Mathematical phantom | Computational phantom | Cervical vertebral model |
| Identified bone tissues | None | Cortical bone, medullary marrow, spongiosa | Cortical bone, trabecular bone, RBM, blood vessels |
| Blood as the source organ in the bone | Uniformly distributed in bone | Uniformly distributed in RBM | Distributed in blood vessels in RBM |
| RBM as the target organ | Uniformly distributed in bone | Distributed in marrow cavities | Distributed between trabecular bone and blood vessels |
| HSCs | Uniformly distributed in bone | Uniformly distributed in bone marrow | Distributed in perivascular region |
| Electron SAF (blood source to RBM) | SAF of body tissue ($1/68.831 \text{ kg}^{-1}$)* is used as a surrogate | Calculated by a Monte Carlo simulation and sampling algorithm | — |
| Electron SAF (blood source to perivascular region) | — | — | Calculated with the cervical vascular model by a Monte Carlo simulation |
| Electron SAF (cortical bone source to RBM) | 0 | Calculated by a Monte Carlo simulation and sampling algorithm | — |
| Electron SAF (cortical bone source to perivascular region) | — | — | Calculated with the cervical vascular model by a Monte Carlo simulation |

*1/mass of total body tissue excluding contents of walled organs

other soft tissues in the RBM. (Thus, the blood source in the cervical vascular model is essentially the sinusoidal blood in the RBM.)

2.3. Simulation of the electron transport through PHITS code and calculation of the AFs and SAFs

Based on the proposed model, the electron transport was simulated using a Monte Carlo method utilizing PHITS code ver. 2.91 as well as the EGS5 code,¹⁹⁾ and confirmed using PHITS code ver. 3.02. The source region was defined as the blood in the RBM and the cortical bone, and the target region was defined as the sinusoidal endothelium of the RBM blood vessels and of the perivascular region where the HSCs were localized. The perivascular region was set as an area with a thickness of 0.01 cm from the inner surface of the sinusoidal endothelium. Electrons were uniformly generated in the source region, and energy absorbed per decay in the target region was calculated using t_{deposit} tally in MeV/source to obtain electron energies deposited to each component of the bone tissues. Electrons were generated at 12 discrete energy points ranging from 0.05 MeV to 2.4 MeV. The number of trials in simulation for each settings were at least 10,000 times, with statistical errors in the target region generally lower than 0.05. The bremsstrahlung was considered as it is calculated using EGS mode for transportation of photons and electrons so that the bremsstrahlung photons are generate automatically. The AF was calculated as the fraction of the energy absorbed in the target region against the energy released, and the SAF was calculated by dividing the AF by the mass of the target region.

2.4. Comparison of electron SAFs in the cervical vascular model with SAFs in the ICRP 1990 model

The perivascular SAF, with the blood in the RBM blood vessels and cortical bone as the source, was compared with

the SAF in the ICRP 1990 model. The cervical vascular model SAF is based on the energy emitted by the disintegration in the cervical blood source, and comparison with the body tissue SAF in the ICRP 1990 model requires accounting for the proportion to energy emitted by the disintegration in the blood in the whole body, that is, the proportion of the cervical blood against the total amount of blood in the body. Thus, the cervical vascular model SAFs were multiplied by the mass ratio of the cervical vertebral RBM blood against the whole-body blood, 0.182% and were compared with the body tissue SAF ($1/68.831 \text{ kg}^{-1}$) in the ICRP 1990 model. Because the actual shape of sinusoids is unknown, calculations were conducted for 25, 49 and 121 blood vessels by changing the inner diameters to 0.093 cm, 0.066 cm and 0.042 cm, respectively.

In order to examine the validity of electron AFs from the cortical bone source, the cervical vascular model was used to calculate AFs and SAFs, with the cortical bone as the source and the perivascular region as the target (Fig. 2). The cervical vascular model SAFs were multiplied by the mass ratio of the cervical cortical bone to the whole-body cortical bone, i.e. 2.2%, to account for the fraction that disintegrated in the cortical bone of the cervical bone. As no comparison can be made with an SAF of zero, SAFs were compared with the body tissue SAF of $1/68.831 \text{ kg}^{-1}$. When a cortical bone is the source region, up to 570 million trials were required to reduce statistical errors in the perivascular region to less than 0.05.

2.5. Comparison with different settings in the cervical vascular model

As described previously, the phantom used in the ICRP 2007 model assumes that the trabecular spongiosa is a mixture of the trabecular bone as well as of the active and inactive marrow and blood, and that HSCs are uniformly distributed. In

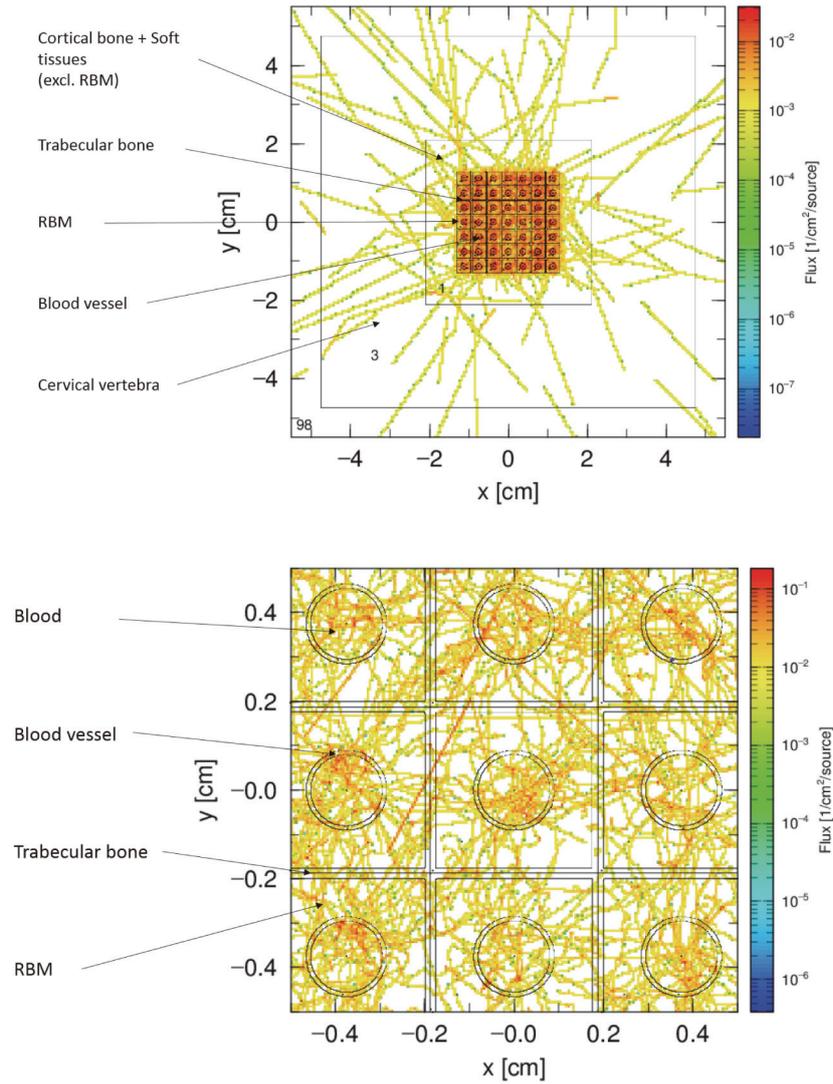


Fig. 1 A simplified model of cervical vertebrae with bone tissues and blood vessels (cervical vascular model) (upper).
An enlarged view of the cervical vascular model (lower).

Table 3 Masses of bone tissues and blood in the cervical vertebrae of the Japanese phantom JM-103.

| Organ ID and name used in JM-103 | Mass (g) | | | | | | | |
|-------------------------------------|----------------------|------------------|--------------------|--------------|------|-----------------------|-------|------------------|
| | Total body tissue | Cortical bone | Trabecular bone | Soft tissues | RBM | Soft tissues - RBM | Blood | Blood in RBM* |
| 140 Cervical vertebra_01 | 0.8 | — | 0.2 | 0.6 | 0.5 | 0.1 | 0.1 | 0.1 |
| 141 Cervical vertebra_02 | 7.1 | — | 3.3 | 3.9 | 2.9 | 1.0 | 0.4 | 0.4 |
| 142 Cervical vertebra_03 | 40.7 | 13.7 | 8.6 | 18.3 | 13.7 | 4.6 | 2.2 | 1.8 |
| 143 Cervical vertebra_04 | 62.5 | 40.0 | — | 22.5 | 16.9 | 5.7 | 2.8 | 2.3 |
| 144 Cervical vertebra_05 | 47.5 | 36.1 | — | 11.4 | 8.5 | 2.9 | 1.6 | 1.2 |
| 145 Cervical vertebra_06 | 39.5 | 35.6 | — | 4.0 | 3.0 | 1.0 | 0.8 | 0.4 |
| 146 Cervical vertebra_07 | 8.6 | 8.6 | — | — | — | — | — | — |
| Total | 206.8 | 134.1 | 12.2 | 60.6 | 45.4 | 15.2 | 7.8 | 6.1 |

*Blood in RBM = $\text{RBM} \times 13.5\%$

Total volume in bone (ID 120–316), body tissue = 11,014.4 g, RBM = 1,191.6 g, blood in bone = 281.2 g
ICRP89 Blood distribution to the bone tissue = 7%, blood distribution to the RBM = 4%

Blood in RBM $\frac{281.2 \times 4}{1,191.6 \times 7} \times 100 \div 13.5\%$

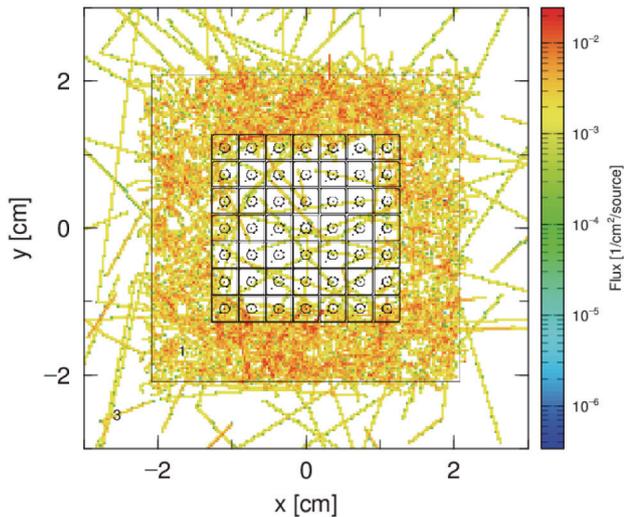


Fig. 2 Electrons from the cortical bone source.

order to assess energies deposited to the perivascular stem cell layer in the target region from a non-uniform source tissue, perivascular AFs were compared between the source regions of the blood in the RBM blood sinusoids and in the entire RBM. Also, although the cervical vascular model was built using average values for bone tissue components of the cervical vertebrae, the actual shape of sinusoids is unknown as stated above. Thus, a sensitivity analysis was conducted by changing the thickness of the perivascular region from 0.00125 cm to 0.02 cm.

2.6. Application of the cervical vascular model

In order to evaluate the extent of effects from major nuclides in the actual exposure dose assessment, the electron SAFs were calculated for ^{131}I , ^{132}I , and ^{133}I in the blood source and for ^{89}Sr , ^{90}Sr , and ^{90}Y in the cortical bone source, using RI-source function of PHITS ver. 3.02.

Using the cervical vascular model, a β -ray spectrum was generated from ^{131}I , ^{132}I , and ^{133}I in the blood source, and AFs and SAFs in the perivascular region were calculated and compared with the SAF in ICRP Publication 30. In a similar manner, the β -ray spectrum was generated from ^{89}Sr , ^{90}Sr , and ^{90}Y in the cortical bone source, and AFs and SAFs in the perivascular region were calculated. As mentioned previously, the ICRP 1990 model assumes the electron SAF from the cortical bone source to the RBM to be zero. Calculations were performed to examine the extent of underestimation for the contributions of ^{89}Sr , ^{90}Sr , and ^{90}Y from the cortical bone source.

III RESULTS

3.1. Comparison between the electron SAFs in the cervical vascular model and the SAFs in the ICRP 1990 model

Assuming the blood in the sinusoids as the source and a cylindrical area with the thickness of 0.01 cm (including the

sinusoidal endothelium) in the perivascular region as the target, AFs and SAFs in the perivascular region were calculated. Comparisons were made of the SAF of the body tissue, used as a surrogate for the whole-body blood source, with the whole-body tissue ($1/68.831 \text{ kg}^{-1} = 0.01453 \text{ kg}^{-1}$) in the ICRP 1990 model (Table 4). Statistical errors in the perivascular region ranged from 0.01 to 0.075.

As shown in the bottom row of each dataset, the cervical vascular model SAFs (denoted $\text{SAF} \times 0.182\%$ to account for the fraction disintegrated in the blood in the RBM of the cervical bone) were 1.2 to 6.9 times higher than the SAF in the ICRP 1990 model (0.01453 kg^{-1}) for 49 blood vessels, with the maximum at the energy of 0.3 MeV. The degree of difference between the cervical vascular model SAFs and the SAF in the ICRP 1990 model was larger, with fewer blood vessels in the source and with a smaller thickness of the cylinder (i.e., a smaller perivascular region) in the target.

Table 5 shows the electron SAF from the cortical bone source to the perivascular region of the cervical vascular model (denoted $\text{SAF} \times 2.2\%$ to account for the fraction disintegrated in the cortical bone of the cervical bone). It shows that the energy is deposited to the perivascular region, beginning at 0.05 MeV. The ICRP 1990 model does not consider the electron energy from the cortical bone to the RBM, even though 80% of a bone-seeking nuclide is distributed to the cortical bone. Thus, the ICRP 1990 model underestimates the energy transfer for cortical bone sources.

3.2. Comparison with different settings for the cervical vascular model

a) With different source regions

Figure 3 shows absorbed doses per decay when the source region was the blood within blood vessels (sinusoids) or the RBM and trabecular bone when the target region was set as the perivascular region, with a thickness of 0.01 cm.

Absorbed doses in the perivascular region differed by a factor of 0.6 to 3.1 when a comparison was made between the blood and the RBM as sources for 49 blood vessels (Table 6). Thus, when hematopoietic cells are localized to the perivascular region, the ICRP 1990 model and the ICRP 2007 model, both of which assume a uniform distribution of HSCs throughout the entirety of bone tissues, underestimate doses.

b) With different thicknesses of the perivascular region

As shown in Fig. 4 and Table 7, absorbed doses increased when the thickness of the perivascular region was smaller. Comparisons between the thickness of 0.01 cm and 0.00125 cm show that the absorbed doses more than doubled at energies of 0.1 MeV or below. If the HSCs were concentrated in the perivascular region with smaller thicknesses, absorbed doses to the hematopoietic stem cell layer would increase.

3.3. Short-lived nuclides in the blood source

As shown in Table 8, the electron SAFs from the blood source to the perivascular region for ^{131}I , ^{132}I , and ^{133}I were 0.084 kg^{-1} , 0.062 kg^{-1} , and 0.069 kg^{-1} , respectively for 49 vessels. The SAF of ^{132}I , a daughter nuclide of ^{132}Te , is of special interest, due to its large decay proportion in the blood

Table 4 Comparison of the electron SAFs from the blood source in blood vessels to the perivascular region with the SAF in the ICRP 1990 model.

| The number of vessels 25 | | | | | | | | | | | | |
|---|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Energy (MeV) | 0.05 | 0.075 | 0.1 | 0.15 | 0.2 | 0.3 | 0.4 | 0.6 | 0.8 | 1.2 | 1.6 | 2.4 |
| Weight of perivascular region (g) | 1.385 | 1.385 | 1.385 | 1.385 | 1.385 | 1.385 | 1.385 | 1.385 | 1.385 | 1.385 | 1.385 | 1.385 |
| Energy absorbed by perivascular region (MeV/Source) | 6.65E-04 | 1.84E-03 | 3.99E-03 | 9.26E-03 | 1.45E-02 | 2.31E-02 | 3.04E-02 | 3.92E-02 | 3.70E-02 | 3.84E-02 | 4.69E-02 | 5.75E-02 |
| AF | 0.013 | 0.025 | 0.040 | 0.062 | 0.073 | 0.077 | 0.076 | 0.065 | 0.046 | 0.032 | 0.029 | 0.024 |
| SAF (kg ⁻¹) | 9.597 | 17.689 | 28.779 | 44.579 | 52.429 | 55.616 | 54.892 | 47.113 | 33.396 | 23.096 | 21.161 | 17.302 |
| SAF (perivascular region←whole blood)* | 0.018 | 0.032 | 0.052 | 0.081 | 0.096 | 0.101 | 0.100 | 0.086 | 0.061 | 0.042 | 0.039 | 0.032 |
| SAF/ICRP 1990 SAF | 1.2 | 2.3 | 3.7 | 5.6 | 6.6 | 7.1 | 7.0 | 6.0 | 4.3 | 2.9 | 2.7 | 2.2 |
| The number of vessels 49 | | | | | | | | | | | | |
| Energy (MeV) | 0.05 | 0.075 | 0.1 | 0.15 | 0.2 | 0.3 | 0.4 | 0.6 | 0.8 | 1.2 | 1.6 | 2.4 |
| Weight of perivascular region (g) | 1.967 | 1.967 | 1.967 | 1.967 | 1.967 | 1.967 | 1.967 | 1.967 | 1.967 | 1.967 | 1.967 | 1.967 |
| Energy absorbed by perivascular region (MeV/Source) | 9.26E-04 | 2.62E-03 | 5.50E-03 | 1.28E-02 | 1.97E-02 | 3.20E-02 | 4.00E-02 | 4.12E-02 | 3.91E-02 | 4.81E-02 | 5.94E-02 | 7.55E-02 |
| AF | 0.019 | 0.035 | 0.055 | 0.086 | 0.099 | 0.107 | 0.100 | 0.069 | 0.049 | 0.040 | 0.037 | 0.031 |
| SAF (kg ⁻¹) | 9.416 | 17.776 | 27.969 | 43.535 | 50.114 | 54.182 | 50.808 | 34.875 | 24.837 | 20.391 | 18.869 | 15.986 |
| SAF (perivascular region←whole blood)* | 0.017 | 0.032 | 0.051 | 0.079 | 0.091 | 0.099 | 0.093 | 0.064 | 0.045 | 0.037 | 0.034 | 0.029 |
| SAF/ICRP 1990 SAF | 1.2 | 2.3 | 3.6 | 5.6 | 6.4 | 6.9 | 6.5 | 4.5 | 3.1 | 2.6 | 2.4 | 2.0 |
| The number of vessels 121 | | | | | | | | | | | | |
| Energy (MeV) | 0.05 | 0.075 | 0.1 | 0.15 | 0.2 | 0.3 | 0.4 | 0.6 | 0.8 | 1.2 | 1.6 | 2.4 |
| Weight of perivascular region (g) | 3.216 | 3.216 | 3.216 | 3.216 | 3.216 | 3.216 | 3.216 | 3.216 | 3.216 | 3.216 | 3.216 | 3.216 |
| Energy absorbed by perivascular region (MeV/Source) | 1.40E-03 | 4.08E-03 | 8.64E-03 | 2.06E-02 | 3.00E-02 | 4.51E-02 | 4.68E-02 | 4.33E-02 | 5.20E-02 | 6.92E-02 | 8.40E-02 | 1.13E-01 |
| AF | 0.028 | 0.054 | 0.086 | 0.137 | 0.150 | 0.150 | 0.117 | 0.072 | 0.065 | 0.058 | 0.053 | 0.047 |
| SAF (kg ⁻¹) | 8.713 | 16.899 | 26.862 | 42.729 | 46.589 | 46.733 | 36.409 | 22.438 | 20.215 | 17.931 | 16.332 | 14.637 |
| SAF (perivascular region←whole blood)* | 0.016 | 0.031 | 0.049 | 0.078 | 0.085 | 0.085 | 0.066 | 0.041 | 0.037 | 0.033 | 0.030 | 0.027 |
| SAF/ICRP 1990 SAF | 1.1 | 2.2 | 3.4 | 5.5 | 5.9 | 5.9 | 4.6 | 2.9 | 2.6 | 2.3 | 2.1 | 1.9 |

* SAF × 0.182%

Table 5 Comparison of the electron SAFs from the cortical bone source to the perivascular region of the RBM with the SAF in the ICRP 1990 model.

| The number of vessels 25 | | | | | | | | | | | | |
|---|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Energy (MeV) | 0.05 | 0.075 | 0.1 | 0.15 | 0.2 | 0.3 | 0.4 | 0.6 | 0.8 | 1.2 | 1.6 | 2.4 |
| Weight of perivascular region (g) | 1.385 | 1.385 | 1.385 | 1.385 | 1.385 | 1.385 | 1.385 | 1.385 | 1.385 | 1.385 | 1.385 | 1.385 |
| Energy absorbed by perivascular region (MeV/Source) | 1.40E-08 | 3.17E-08 | 5.58E-08 | 1.09E-07 | 1.49E-07 | 6.35E-07 | 2.95E-05 | 2.87E-04 | 7.36E-04 | 1.74E-03 | 2.96E-03 | 5.94E-03 |
| AF | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.001 | 0.001 | 0.002 | 0.002 |
| SAF (kg ⁻¹) | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.001 | 0.002 | 0.053 | 0.345 | 0.664 | 1.044 | 1.334 | 1.778 |
| SAF (perivascular region←whole blood)* | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.001 | 0.008 | 0.014 | 0.023 | 0.029 | 0.039 |
| SAF/ICRP 1990 SAF | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.5 | 1.0 | 1.6 | 2.0 | 2.7 |
| The number of vessels 49 | | | | | | | | | | | | |
| Energy (MeV) | 0.05 | 0.075 | 0.1 | 0.15 | 0.2 | 0.3 | 0.4 | 0.6 | 0.8 | 1.2 | 1.6 | 2.4 |
| Weight of perivascular region (g) | 1.967 | 1.967 | 1.967 | 1.967 | 1.967 | 1.967 | 1.967 | 1.967 | 1.967 | 1.967 | 1.967 | 1.967 |
| Energy absorbed by perivascular region (MeV/Source) | 2.30E-08 | 4.38E-08 | 7.91E-08 | 8.02E-08 | 8.44E-06 | 1.06E-04 | 2.97E-04 | 8.26E-04 | 1.50E-03 | 2.89E-03 | 4.52E-03 | 8.75E-03 |
| AF | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.001 | 0.001 | 0.002 | 0.002 | 0.003 | 0.004 |
| SAF (kg ⁻¹) | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.021 | 0.180 | 0.378 | 0.699 | 0.953 | 1.224 | 1.435 | 1.854 |
| SAF (perivascular region←whole blood)* | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.002 | 0.008 | 0.015 | 0.021 | 0.027 | 0.031 | 0.040 |
| SAF/ICRP 1990 SAF | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 | 0.6 | 1.1 | 1.5 | 1.9 | 2.2 | 2.8 |

| The number of vessels 121 | | | | | | | | | | | | |
|---|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Energy (MeV) | 0.05 | 0.075 | 0.1 | 0.15 | 0.2 | 0.3 | 0.4 | 0.6 | 0.8 | 1.2 | 1.6 | 2.4 |
| Weight of perivascular region (g) | 3.216 | 3.216 | 3.216 | 3.216 | 3.216 | 3.216 | 3.216 | 3.216 | 3.216 | 3.216 | 3.216 | 3.216 |
| Energy absorbed by perivascular region (MeV/Source) | 1.55E-04 | 2.30E-04 | 3.04E-04 | 4.36E-04 | 5.80E-04 | 9.68E-04 | 1.40E-03 | 2.28E-03 | 3.01E-03 | 5.44E-03 | 8.05E-03 | 1.49E-02 |
| AF | 0.003 | 0.003 | 0.003 | 0.003 | 0.003 | 0.003 | 0.004 | 0.004 | 0.004 | 0.005 | 0.005 | 0.006 |
| SAF (kg ⁻¹) | 0.965 | 0.954 | 0.945 | 0.903 | 0.902 | 1.003 | 1.091 | 1.179 | 1.169 | 1.410 | 1.565 | 1.931 |
| SAF (perivascular region←whole blood)* | 0.021 | 0.021 | 0.021 | 0.020 | 0.020 | 0.022 | 0.024 | 0.026 | 0.025 | 0.031 | 0.034 | 0.042 |
| SAF/ICRP 1990 SAF | 1.5 | 1.5 | 1.4 | 1.4 | 1.4 | 1.5 | 1.7 | 1.8 | 1.8 | 2.1 | 2.4 | 2.9 |

*SAF × 2.2%

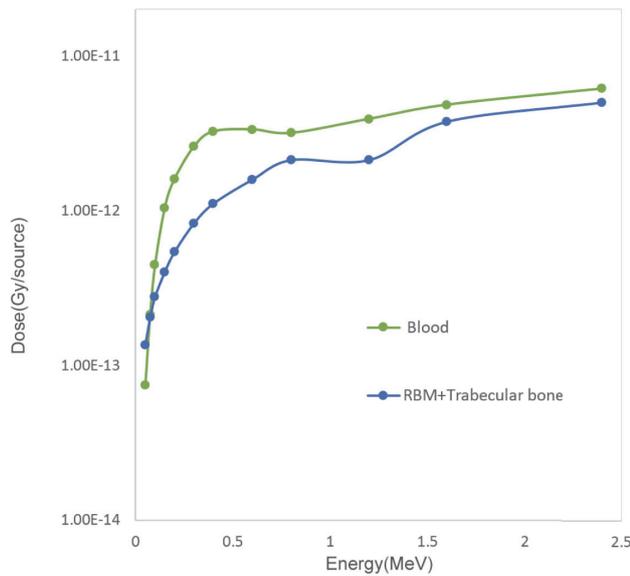


Fig. 3 Comparison of doses absorbed to the perivascular region from the blood and from the RBM and trabecular bone sources.

compartment. With the blood within the RBM blood vessels (sinusoids) as the source, the SAF of ¹³²I, adjusted for the fraction disintegrated in the blood in the RBM of the cervical bone (SAF × 0.182%), was 4.4 times higher than the SAF in the ICRP 1990 model, 1/68.831 kg⁻¹.

3.4. Long-lived nuclides in the cortical bone source

Table 9 shows that the electron SAFs from ⁸⁹Sr, ⁹⁰Sr, and ⁹⁰Y in the cortical bone source were 0.020 kg⁻¹, 0.004 kg⁻¹ and 0.026 kg⁻¹, respectively, when the number of blood vessels was set at 49. For the comparison with the ICRP 1990 model, the electron SAFs, adjusted for the fraction disintegrated in the cortical bone of the cervical bone, i.e. SAF × 2.2%, were compared with the body tissue SAF of 1/68.831 kg⁻¹ (0.01453 kg⁻¹), because the SAF from the cortical bone source to the bone marrow is defined as zero in the ICRP 1990 model.

Table 10 shows the absorbed doses in the perivascular region that were calculated for ⁸⁹Sr, ⁹⁰Sr, and ⁹⁰Y, with the cortical and trabecular bones as the sources. The contribution of photons from ⁹⁰Y was considered to be zero, due to its low emission ratio of 1.4E-6 %.²⁰ The ICRP 1990 model sets the electron AF from the trabecular bone as 0.5 for the bone

Table 6 Comparison of dose absorbed to the perivascular region from the blood and from the RBM and trabecular bone sources.

| Source | The number of vessels 25 | | | The number of vessels 49 | | | The number of vessels 121 | | |
|--------|---------------------------|------------------|------------------------------|---------------------------|------------------|------------------------------|---------------------------|------------------|------------------------------|
| | Absorbed dose (Gy/source) | | Blood/(RBM +Trabecular bone) | Absorbed dose (Gy/source) | | Blood/(RBM +Trabecular bone) | Absorbed dose (Gy/source) | | Blood/(RBM +Trabecular bone) |
| | Blood | +Trabecular bone | | Blood | +Trabecular bone | | Blood | +Trabecular bone | |
| 0.05 | 7.69E-14 | 1.34E-13 | 0.6 | 7.54E-14 | 1.37E-13 | 0.6 | 6.98E-14 | 1.37E-13 | 0.5 |
| 0.075 | 2.13E-13 | 1.93E-13 | 1.1 | 2.14E-13 | 2.05E-13 | 1.0 | 2.03E-13 | 1.97E-13 | 1.0 |
| 0.1 | 4.61E-13 | 2.50E-13 | 1.8 | 4.48E-13 | 2.79E-13 | 1.6 | 4.30E-13 | 2.62E-13 | 1.6 |
| 0.15 | 1.07E-12 | 3.95E-13 | 2.7 | 1.05E-12 | 4.03E-13 | 2.6 | 1.03E-12 | 3.96E-13 | 2.6 |
| 0.2 | 1.68E-12 | 5.54E-13 | 3.0 | 1.61E-12 | 5.43E-13 | 3.0 | 1.49E-12 | 5.28E-13 | 2.8 |
| 0.3 | 2.67E-12 | 8.19E-13 | 3.3 | 2.60E-12 | 8.31E-13 | 3.1 | 2.25E-12 | 7.85E-13 | 2.9 |
| 0.4 | 3.52E-12 | 1.07E-12 | 3.3 | 3.26E-12 | 1.11E-12 | 2.9 | 2.33E-12 | 1.07E-12 | 2.2 |
| 0.6 | 4.53E-12 | 1.61E-12 | 2.8 | 3.35E-12 | 1.59E-12 | 2.1 | 2.16E-12 | 1.54E-12 | 1.4 |
| 0.8 | 4.28E-12 | 2.11E-12 | 2.0 | 3.18E-12 | 2.13E-12 | 1.5 | 2.59E-12 | 2.08E-12 | 1.2 |
| 1.2 | 4.44E-12 | 2.91E-12 | 1.5 | 3.92E-12 | 2.13E-12 | 1.8 | 3.45E-12 | 2.95E-12 | 1.2 |
| 1.6 | 5.42E-12 | 3.70E-12 | 1.5 | 4.84E-12 | 3.76E-12 | 1.3 | 4.19E-12 | 3.72E-12 | 1.1 |
| 2.4 | 6.65E-12 | 5.00E-12 | 1.3 | 6.15E-12 | 5.00E-12 | 1.2 | 5.63E-12 | 4.95E-12 | 1.1 |

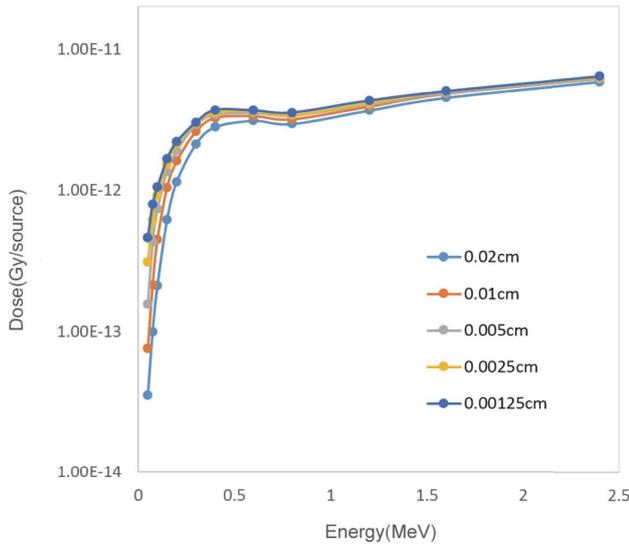


Fig. 4 Comparison of absorbed doses to the perivascular region with different perivascular thicknesses.

surface and as 0.35 for the bone content. For a comparison of absorbed doses, the cervical vascular model was used for the absorbed doses in the perivascular region, with whole bone as the source.

It is assumed that ^{90}Y remains in the bone indefinitely.⁴⁾ The ICRP 1990 model sets the electron AF from the cortical bone source as zero, excluding it from the dose estimation for the RBM. Thus, neither ^{90}Sr nor ^{89}Sr is assessed for the dose from the cortical bone source, which comprises about 30% of the dose from the hard bone source.

IV DISCUSSION

The cervical vascular model revealed that electron SAFs, with the blood in the bone marrow blood vessels as the source, are 1.2 to 6.9 times larger than the electron SAF in the ICRP 1990 model. In comparison with the electron SAF in the ICRP 2007 model, the SAF's were larger by a factor of 0.6 to 3.1. When the electron SAFs from ^{131}I , ^{132}I , and ^{133}I in the blood source were calculated considering the β -ray spectrum for 49 blood vessels, the SAFs were larger than the SAF in the ICRP

Table 7 Comparison of doses absorbed to the perivascular region for different perivascular thicknesses.

| Thickness of perivascular region | Absorbed dose (Gy/source) | | | | | 0.00125 cm/0.02 cm |
|----------------------------------|---------------------------|----------|----------|-----------|------------|--------------------|
| | 0.02 cm | 0.01 cm | 0.005 cm | 0.0025 cm | 0.00125 cm | |
| 0.05 | 3.52E-14 | 7.54E-14 | 1.56E-13 | 3.09E-13 | 4.61E-13 | 13.1 |
| 0.075 | 9.97E-14 | 2.14E-13 | 4.27E-13 | 6.21E-13 | 7.96E-13 | 8.0 |
| 0.1 | 2.12E-13 | 4.48E-13 | 7.37E-13 | 9.31E-13 | 1.05E-12 | 5.0 |
| 0.15 | 6.18E-13 | 1.05E-12 | 1.36E-12 | 1.53E-12 | 1.66E-12 | 2.7 |
| 0.2 | 1.15E-12 | 1.61E-12 | 1.90E-12 | 2.11E-12 | 2.20E-12 | 1.9 |
| 0.3 | 2.12E-12 | 2.60E-12 | 2.91E-12 | 3.00E-12 | 3.03E-12 | 1.4 |
| 0.4 | 2.81E-12 | 3.26E-12 | 3.42E-12 | 3.54E-12 | 3.70E-12 | 1.3 |
| 0.6 | 3.11E-12 | 3.35E-12 | 3.53E-12 | 3.63E-12 | 3.67E-12 | 1.2 |
| 0.8 | 2.95E-12 | 3.18E-12 | 3.38E-12 | 3.42E-12 | 3.55E-12 | 1.2 |
| 1.2 | 3.68E-12 | 3.92E-12 | 4.04E-12 | 4.14E-12 | 4.31E-12 | 1.2 |
| 1.6 | 4.53E-12 | 4.84E-12 | 4.88E-12 | 5.04E-12 | 5.01E-12 | 1.1 |
| 2.4 | 5.85E-12 | 6.15E-12 | 6.13E-12 | 6.28E-12 | 6.37E-12 | 1.1 |

Table 8 Comparison of the electron SAFs for ^{131}I , ^{132}I , and ^{133}I from the blood source to the perivascular.

| The number of vessels 25 | | | |
|--|------------------|------------------|------------------|
| Radionuclide | ^{131}I | ^{132}I | ^{133}I |
| Weight of perivascular region (g) | 1.385 | 1.385 | 1.385 |
| Energy absorbed by perivascular region (MeV/Source) | 1.25E-02 | 2.62E-02 | 2.42E-02 |
| AF | 0.069 | 0.057 | 0.061 |
| SAF (kg^{-1}) | 49.923 | 40.910 | 44.103 |
| SAF (perivascular region \leftarrow whole blood) * | 0.091 | 0.074 | 0.080 |
| SAF/ICRP 1990 SAF | 6.360 | 5.212 | 5.619 |
| * SAF \times 0.182% | | | |
| The number of vessels 49 | | | |
| Radionuclide | ^{131}I | ^{132}I | ^{133}I |
| Weight of perivascular region (g) | 1.967 | 1.967 | 1.967 |
| Energy absorbed by perivascular region (MeV/Source) | 1.66E-02 | 3.13E-02 | 2.94E-02 |
| AF | 0.091 | 0.067 | 0.074 |
| SAF (kg^{-1}) | 46.328 | 34.296 | 37.78 |
| SAF (perivascular region \leftarrow whole blood) * | 0.084 | 0.062 | 0.069 |
| SAF/ICRP 1990 SAF | 5.902 | 4.369 | 4.813 |
| * SAF \times 0.182% | | | |

| The number of vessels 121 | | | |
|---|------------------|------------------|------------------|
| Radionuclide | ¹³¹ I | ¹³² I | ¹³³ I |
| Weight of perivascular region (g) | 3.216 | 3.216 | 3.216 |
| Energy absorbed by perivascular region (MeV/Source) | 2.27E-02 | 3.97E-02 | 3.63E-02 |
| AF | 0.127 | 0.089 | 0.096 |
| SAF (kg ⁻¹) | 39.558 | 27.764 | 29.814 |
| SAF (perivascular region ← whole blood) * | 0.072 | 0.051 | 0.054 |
| SAF/ICRP 1990 SAF | 5.04 | 3.537 | 3.798 |

* SAF × 0.182%

Table 9 Comparison of the electron SAFs for ⁸⁹Sr, ⁹⁰Sr, and ⁹⁰Y from the cortical bone source to the perivascular region of the RBM with the SAF in the ICRP 1990 model.

| The number of vessels 49 | | | |
|---|------------------|------------------|-----------------|
| Radionuclide | ⁸⁹ Sr | ⁹⁰ Sr | ⁹⁰ Y |
| Weight of perivascular region (g) | 1.967 | 1.967 | 1.967 |
| Energy absorbed by perivascular region (MeV/Source) | 1.03E-03 | 8.78E-05 | 2.18E-03 |
| AF | 0.0018 | 0.0004 | 0.0024 |
| SAF (kg ⁻¹) | 0.915 | 0.203 | 1.220 |
| SAF (perivascular region ← whole blood) * | 0.020 | 0.004 | 0.026 |
| SAF/ICRP 1990 SAF | 1.409 | 0.313 | 1.879 |

* SAF × 2.2%

Table 10 Comparison of doses of ⁸⁹Sr, ⁹⁰Sr, and ⁹⁰Y absorbed to the perivascular region of the RBM from the cortical bone and trabecular bone sources.

| ⁹⁰ Sr | | | | | | | |
|--------------------------------------|----------------------|------------------|------------------|------------------------|------------------|------------------|---------------|
| Source | Cortical bone volume | | | Trabecular bone volume | | | Total |
| | Perivascular region | | | Perivascular region | | | |
| | ⁹⁰ Sr | ⁹⁰ Y | ⁹⁰ Y | ⁹⁰ Sr | ⁹⁰ Y | ⁹⁰ Y | |
| Target | electron | electron | photon | electron | electron | photon | |
| Radionuclide | 5.74E-15 | 1.78E-13 | 0.00E+00 | 2.03E-13 | 9.12E-13 | 0.00E+00 | |
| Gy/source | 0.8 | 0.8 | 0.8 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 1.0 |
| Distribution of nuclide in the bone | 0.8 | 0.8 | 0.8 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 1.0 |
| Gy/source × distribution in the bone | 4.59E-15 | 1.42E-13 | 0.00E+00 | 4.06E-14 | 1.82E-13 | 0.00E+00 | 3.71E-13 a |
| Fraction | 1% | 38% | 0% | 11% | 49% | 0% | 100% |
| ICRP1990 SAF | 0 | 0 | — | 0.35 | 0.35 | — | 1.66 |
| Dose included in ICRP 1990 | 0 | 0 | 0 | 4.06E-14 | 1.82E-13 | 0 | 2.23E-13 b |
| ⁸⁹ Sr | | | | | | | |
| Source | Cortical bone volume | | | Trabecular bone volume | | | Total |
| | Perivascular region | | | Perivascular region | | | |
| | ⁸⁹ Sr | ⁸⁹ Sr | ⁸⁹ Sr | ⁸⁹ Sr | ⁸⁹ Sr | ⁸⁹ Sr | |
| Target | electron | electron | electron | electron | electron | electron | |
| Radionuclide | 8.38E-14 | 8.38E-14 | 8.38E-14 | 5.90E-13 | 5.90E-13 | 5.90E-13 | |
| Gy/source | 0.8 | 0.8 | 0.8 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 1.0 |
| Distribution of nuclide in the bone | 0.8 | 0.8 | 0.8 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 1.0 |
| Gy/source × distribution in the bone | 6.70E-14 | 6.70E-14 | 6.70E-14 | 1.18E-13 | 1.18E-13 | 1.18E-13 | 1.85E-13 c |
| Fraction | 36% | 36% | 36% | 64% | 64% | 64% | 100% |
| ICRP1990 SAF | 0 | 0 | 0 | 0.35 | 0.35 | 0.35 | 1.57 |
| Dose included in ICRP 1990 | 0 | 0 | 0 | 1.18E-13 | 1.18E-13 | 1.18E-13 | 1.18E-13 d |

1990 model ($1/68.831 \text{ kg}^{-1}$) by factors of 5.9, 4.4, and 4.8, respectively.

In the calculation of the electron SAFs from the cortical bone source using the cervical vascular model, the energy depositions began at the energy of 0.05 MeV or above. The ICRP model defines electron AFs from the cortical bone source as zero, and any contribution from the cortical bone source is not included in the dose assessment of the RBM. Thus, for ^{90}Sr and ^{89}Sr , the doses absorbed from the cortical bone source, which are nearly 30% of the dose from the hard bone source, are not considered in the dose assessment. Further, if the electron SAFs from the cortical bone source are added to those from the trabecular bone source, the doses absorbed from ^{89}Sr and $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ will be larger by a factor of 1.57 and 1.66, respectively.

The absorbed doses to perivascular region from the electron sources and the photon sources in blood vessels were compared in **Fig. 5** for 49 blood vessels. It shows that the absorbed dose from radionuclides in blood sources are largely from electrons. With the cervical vascular model revealing the possibility of underestimation of the bone marrow dose from blood source, considerations are due in assessing validity of the current dose assessment, especially for short-lived radionuclides such as $^{132}\text{Te}/^{132}\text{I}$, as the proportion of the number of decay in the blood compartment is relatively large.

Regarding the limitations of the cervical vascular model in evaluating the electron SAFs, several issues are raised. The cervical vascular model, designed with an average mass of bone tissues in the cervical vertebrae (JM-103 ID 140-146), does not reflect differences in the mass of bone tissues according to location. The shape of bone tissues also varies widely according to location in the bone (**Table 11**).¹⁵ In the study of the skeletal dosimetry model based on micro CT

images,¹⁴ AFs from the trabecular and cortical bones to the active marrow vary by bone location. The shape and blood volume of the sinusoids and other blood vessels are also unclear. An accurate dose estimation requires an evaluation with a more elaborate model using micro CT images.

V CONCLUSION

The current ICRP internal dose assessment model underestimates the RBM dose from the blood and cortical bone electron sources. A more sensitive model should be used

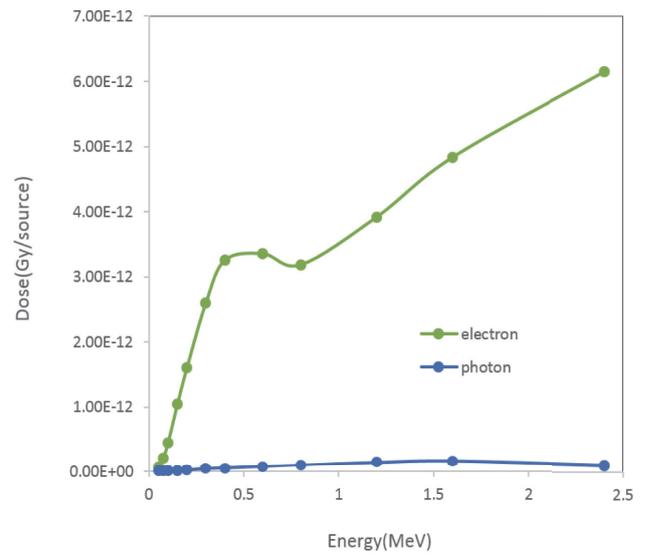


Fig. 5 Comparison of absorbed doses of electron and photon to the perivascular region.

Table 11 Masses of bone tissues and blood by anatomical location.

| Organ | Mass (g) | | | | | | RBM/ Body tissue | Blood/ Body tissue |
|-------------------------|-------------|---------|---------------|-----------------|--------------|-------|------------------|--------------------|
| | Body tissue | RBM | Cortical bone | Trabecular bone | Soft tissues | Blood | | |
| Cranium | 1,346.1 | 91.2 | 773.8 | 308.1 | 264.2 | 27.5 | 6.8% | 2.0% |
| Mandible | 164.9 | 9.2 | 79.8 | 52.4 | 32.7 | 3.4 | 5.6% | 2.1% |
| Cervical vertebra | 206.8 | 45.3 | 134.1 | 12.2 | 60.6 | 7.9 | 21.9% | 3.8% |
| Thoracic vertebra | 653.7 | 187.3 | 315.2 | 76.7 | 261.8 | 31.8 | 28.7% | 4.9% |
| Lumbar vertebra | 589.8 | 143.1 | 221.9 | 118.4 | 249.2 | 30.0 | 24.3% | 5.1% |
| Sacrum | 260.7 | 115.1 | 128.0 | 12.2 | 120.4 | 14.2 | 44.2% | 5.5% |
| Clavicles | 111.5 | 9.5 | 52.0 | 27.9 | 31.7 | 2.6 | 8.6% | 2.3% |
| Scapulae | 310.3 | 34.0 | 142.9 | 70.2 | 97.1 | 8.3 | 11.0% | 2.7% |
| Sternum | 107.3 | 36.4 | 39.3 | 20.8 | 47.2 | 5.6 | 33.9% | 5.2% |
| Ribs | 945.0 | 186.7 | 324.6 | 226.1 | 394.3 | 47.6 | 19.8% | 5.0% |
| Os coxae | 1,057.0 | 220.7 | 388.4 | 257.5 | 411.5 | 38.1 | 20.9% | 3.6% |
| Humeri | 589.4 | 28.6 | 282.4 | 121.7 | 193.3 | 10.0 | 4.9% | 1.7% |
| Forearm | 360.6 | 0.0 | 205.3 | 55.2 | 100.2 | 3.2 | 0.0% | 0.9% |
| Wrist-hand | 220.1 | 0.0 | 115.2 | 35.8 | 69.1 | 2.2 | 0.0% | 1.0% |
| Femora | 1,652.7 | 84.1 | 665.1 | 440.4 | 547.1 | 24.4 | 5.1% | 1.5% |
| Tibiae-fibulae-patellae | 1,563.2 | 0.0 | 669.0 | 367.3 | 526.6 | 15.6 | 0.0% | 1.0% |
| Ankle-foot | 871.7 | 0.0 | 298.7 | 261.8 | 313.3 | 8.7 | 0.0% | 1.0% |
| Os hyoideum | 3.8 | 0.3 | 1.8 | 0.9 | 1.1 | 0.1 | 8.2% | 2.3% |
| Total | 11,014.4 | 1,192.6 | 4,837.4 | 2,465.7 | 3,721.5 | 281.2 | | |

to evaluate the bone marrow dose assessment and the effects on hematopoietic and immune functions, and the validity of the current dose evaluation of short-lived radionuclides which decay in the blood compartment in relatively large proportion should be assessed.

ACKNOWLEDGMENT

My sincere thanks go to Ichiro YAMAGUCHI, National Institute of Public Health, Japan, who over the last four years not only answered incessant questions very patiently but also gave instructions on the basics of radiation and how to use the PHITS. YAMAGUCHI gave advice on this paper, but all the contentions, conclusion and mistakes herein belong solely to the author. Sincere gratitude is also extended to the members of the JAEA PHITS team for allowing me to participate in the PHITS seminar and workshop, and to Koji NIITA, Research Organization for Information Science & Technology, for encouraging me to write this paper. I profoundly appreciate the advice given to me by Yutaka HAMAOKA, Keio University on how to compose a scientific paper, and the contribution made by Yuri HIRANUMA in the editing and English translation of the paper and by Hidenaga YOSHIOKA in re-compiling PHITS. Thanks are also due to Hideki KATO, Fujita Health University, for his advice on calculation of beta ray spectrum, and to Michiaki KAI, the president of the Japan Health Physics Society, and the editorial members for allowing me to submit the manuscript. The author indicates no conflict of interest.

REFERENCES

- 1) ICRP; 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 60, *Ann. ICRP*, **21** (1–3) (1991).
- 2) ICRP; Limits for intakes of radionuclides by workers, ICRP Publication 30 (Part 1), *Ann. ICRP*, **2** (3–4) (1979).
- 3) M. CRISTY and K. ECKERMAN; Specific absorbed fractions of energy at various ages from internal photon sources. I. Methods, ORNL/TM-8381/V1 p. 54 (1987).
- 4) S. HATO and T. HOMMA; Internal dose coefficients for off-site radiological consequence analysis of nuclear reactor accidents, JAEA Data-code 2005–006 (2005).
- 5) M. ZANKL, H. SCHLÄTTL, N. PETOUSSI-HENSS and C. HOESCHEN; Electron specific absorbed fractions for the adult male and female ICRP/ICRU reference computational phantoms, *Phys. Med. Biol.*, **57** (14), 4501–4526 (2012).
- 6) T. SUGIYAMA and T. NAGASAWA; Bone marrow niches for hematopoietic stem cells and immune cells, *Inflamm. Allergy Drug Targets*, **11** (3), 201–206 (2012).
- 7) ICRP; Stem cell biology with respect to carcinogenesis aspects of radiological protection, ICRP Publication 131, *Ann. ICRP*, **44** (3/4), (2015).
- 8) S. J. MORRISON and D. T. SCADDEN; The bone marrow niche for haematopoietic stem cells, *Nature*, **505** (7483), 327–334 (2014).
- 9) M. ACAR, K. S. KOCHERLAKOTA, M. M. MURPHY, J. G. PEYER, H. OGURO, et al; Deep imaging of bone marrow shows non-dividing stem cells are mainly perisinusoidal, *Nature*, **526**, 126–130 (2015).
- 10) M. J. KIEL, Ö. H. YILMAZ, T. IWASHITA, O. H. YILMAZ, C. TERHORST and S. J. MORRISON; SLAM Family receptors distinguish hematopoietic stem and progenitor cells and reveal endothelial niches for stem cells, *Cell*, **121** (7), 1109–1121 (2005).
- 11) P. ASHCROFT, M. G. MANZ and S. BONHOEFFER; Clonal dominance and transplantation dynamics in hematopoietic stem cell compartments, *PLoS Comput. Biol.*, **13** (10), e1005803 (2017).
- 12) ICRP; The 2007 recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 103, *Ann. ICRP*, **37** (2–4) (2007).
- 13) ICRP; The ICRP computational framework for internal dose assessment for reference adults: specific absorbed fractions, ICRP Publication 133, *Ann. ICRP*, **45** (2), 1–74 (2016).
- 14) M. HOUGH, P. JOHNSON, MS. RAJON, D. JOKISCH, C. LEE and W. BOLCH; An image-based skeletal dosimetry model for the ICRP reference adult male-internal electron sources, *Phys. Med. Biol.*, **56** (8), 2309–2346 (2011).
- 15) K. MANABE, K. SATO and F. TAKAHASHI; Assessment of specific absorbed fractions for photons and electrons using average adult Japanese male phantom, JAEA Data/Code 2014–2017 (2014) (in Japanese).
- 16) T. SATO, Y. IWAMOTO, S. HASHIMOTO, T. OGAWA, T. FURUTA, S. ABE, T. KAI, P. TSAI, N. MATSUDA, H. IWASE, N. SHIGYO, L. SIHVER and K. NIITA; Features of Particle and Heavy Ion Transport code System (PHITS) version 3.02, *J. Nucl. Sci. Technol.*, **55**, 684–690 (2018).
- 17) ICRP; Basic anatomical and physiological data for use in radiological protection reference values, ICRP Publication 89, *Ann. ICRP*, **32** (3–4) (2002).
- 18) Ministry of Economy, Trade and Industry; Bessi: 57 koumoku heikinchi deta [Attachment: Average data for 57 items of human measurements], size-JPN 2004–2006, (2007), (in Japanese). Available at: http://warp.ndl.go.jp/info:ndljp/pid/286890/www.meti.go.jp/press/20071001007/004_bessi.pdf, Accessed 19 February 2018.
- 19) H. HIRAYAMA, Y. NAMITO, A. F. BIELAJEW, S. J. WILDERMAN and W. R. NELSON; The EGS5 code system, SLAC-R-730 (2005) and KEK Report 2005–8 (2005).
- 20) S. Y. F. CHU, L. P. EKSTRÖM and R. B. FIRESTONE; Yttrium, WWW Table of radioactive isotopes, The Lund/LBNL Nuclear Data Search Version 2.0, February 1999 [online]. Available at: <http://nucleardata.nuclear.lu.se/toi/nuclide.asp?iZA=390090>, Accessed 19 February 2018.

Original Paper

Gastrointestinal Absorption Rate in Rats for Radiocesium in Soil Collected near Fukushima Power Plant or Doped Artificially with $^{134}\text{CsCl}$

Kayoko IWATA,^{*1, #} Tomoyuki TAKAHASHI,^{*1, 2} Sota TANAKA,^{*1} Takumi KUBOTA,^{*2} Satoshi FUKUTANI,^{*2}
Yuko KINASHI,^{*2} Mitsuyuki KONNO,^{*3} Satoshi MIZUNO^{*3} and Sentaro TAKAHASHI^{*2}

(Received on June 28, 2018)

(Accepted on January 15, 2019)

The whole-body retention of radiocesium derived from soil was investigated in Wistar strain rats using three types of environmentally contaminated soil containing ^{134}Cs and ^{137}Cs collected in Fukushima Prefecture, garden soil doped with $^{134}\text{CsCl}$ solution, and ionic solutions of $^{134}\text{CsCl}$. Approximately 44–67% of the administered activity of the ^{134}Cs and ^{137}Cs in the three types of soil was cleared exponentially in 12 h, with a half-life of 2.9–7.9 h, and the remaining activity decreased below the detection limit by 30 h after initial administration. In the rats administered with the artificially contaminated soil, a biphasic retention curve (fast and slow) was observed, because the radioactivity administered was high enough to trace over the long-term. Approximately 84% and 16% of the administered activity was cleared with half-lives of 4.5 and 173 h, respectively. In contrast, approximately 23% and 77% was cleared with half-lives of 17 and 166 h, respectively, in the rats administered with the ^{134}Cs in ionic solution. By analyzing the retention curve, we estimated that only 21% of orally administered radiocesium in artificially doped soil was absorbed into the gastrointestinal tract. This suggests that if the dose coefficient indicated by systemic models for Cs of the International Commission on Radiological Protection, in which gastro-intestinal absorption rate is assumed to be 1.0 for public, is used for the radiocesium in soil, the effective dose may be significantly larger than the actual dose.

KEY WORDS: radiocesium, soil, retention rate, gastrointestinal absorption, biological half-life, CsCl, Fukushima.

I INTRODUCTION

After the Tokyo Electric Power Company (TEPCO) Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant (FDNPP) accident on March 11, 2011, substantial amounts of radionuclides, including radiocesium (mainly consisting of ^{134}Cs and ^{137}Cs), were discharged into the environment. The total amount of discharged ^{134}Cs and ^{137}Cs was estimated to be approximately 18 and 15 PBq, respectively.¹⁾ Radiocesium deposited on the land surface strongly adsorbs to soil particles over time and tends to remain in the topsoil over the long term.^{2–4)} Radiocesium in surface soil can cause external exposure to the public as well as internal exposure if inhaled or ingested. In risk assessment by direct ingestion of soil by the Ministry of the Environment of Japan, the amounts of daily soil intake by adults and children were predicted to be 100 and 200 mg, respectively.^{5, 6)} Soil intake can occur via breathing,

consumption of farm products that are not rinsed well, licking of unwashed hands (particularly by children), and other routes. While the intake of food contaminated with radiocesium can be prevented by food monitoring and restricting the distribution and consumption of food of concern, passive or unintentional soil intake is difficult to prevent.

When estimating the internal exposure dose from ingested radiocesium, a dose coefficient is applied. To determine the dose coefficient, models that simulate metabolism in the human body are used, including the gastrointestinal (GI) tract model. The GI tract model includes parameters such as the GI absorption rate. A previous study of absorption showed that ionic radiocesium is absorbed quickly through the GI tract.⁷⁾ Thus, the International Commission on Radiological Protection (ICRP) recommended an absorption rate of 1.0 for radiocesium in any chemical form in its human alimentary tract model,⁸⁾ although it has recently recommended the value of 0.1 for insoluble forms of radiocesium (e.g. fuel particles) for occupational exposure. Thus, when it is necessary to estimate the exposure dose more precisely for individuals, more accurate absorption values are necessary. Previous studies indicated that the absorption rate of radiocesium in soil may not be as high as that assumed in the ICRP model. Chemical experiments showed that radiocesium is strongly adsorbed to soil particles and is consequently difficult to extract using ionic solutions or water *in vitro*.^{9–11)} ELLICKSON et al. demonstrated

*1 Graduate School of Agriculture, Kyoto University; Yoshida North Campus, Kitashirakawa Oiwake-cho, Sakyo-ku, Kyoto 606–8502, Japan.

*2 Institute for Integrated Radiation and Nuclear Science, Kyoto University; 2, Asashiro-Nishi, Kumatori-cho, Osaka 595–0494, Japan.

*3 Fukushima Prefectural Government; 8–2 Nakamachi, Fukushima-shi, Fukushima 960–8043, Japan.

Corresponding author; E-mail: iwata.kayoko.86x@st.kyoto-u.ac.jp

the bioaccessibility of ^{137}Cs in soils of the Savannah River in South Carolina, USA, which were contaminated by cooling water from nuclear reactors and fallout from offsite nuclear weapons testing.¹²⁾ The ranges of GI bioaccessibility of ^{137}Cs in soil samples from the two sites were estimated as 5.6–31.1% in gastric fluids and 6.0–38.8% in intestinal fluids.¹²⁾ TAKAHARA et al. reported low extraction of ^{137}Cs from Fukushima soil using artificial body fluid *in vitro* and predicted low absorption in the GI tract.¹³⁾ These findings suggest that a more accurate value of the GI absorption rate is necessary for accurately estimating radiation doses arising through soil. To collect these data, animal and extraction experiments are important. However, few previous studies have evaluated low GI absorption of radiocesium in the soil using animal experiments.

In this study, whole-body retention of radiocesium in rats were investigated using environmental soil samples collected after the FDNPP accident and garden soil artificially contaminated with $^{134}\text{CsCl}$ solution. Additionally, the GI absorption rates of ^{134}Cs were estimated by analyzing the retention rate of ^{134}Cs administered as an ionic solution of $^{134}\text{CsCl}$ and comparing to those of radiocesium in the soil samples.

II MATERIALS AND METHODS

1. Environmentally contaminated soils

Three soil samples contaminated with ^{134}Cs and ^{137}Cs were collected near the FDNPP site. The first and second samples were collected from a deserted playground 2 km south of the FDNPP site (soil 1: playground) and a forest floor 3 km west of the site (soil 2: forest) in Okuma Town in Fukushima in 2016. The third sample was collected from soil accumulated along the roadside 30 km northwest of the site in 2015 (soil 3: roadside).

All soil samples were dried at 25°C, ground in a mortar, and passed through a 250- μm mesh, which is thought to be the approximate maximum soil particle size that can attach to the hands of children playing outside.¹⁴⁾ Pretreated soil samples were stored in a cool, dry area until the experiment. The characteristics of each soil, including activities of ^{134}Cs and ^{137}Cs , pH, and soil organic matter are summarized in **Table 1**.

2. Artificially contaminated soil

For the artificial doping experiment, soil which was not contaminated by the accident was collected from the vegetable garden field of the Institute for Integrated Radiation and Nuclear Science, Kyoto University in Osaka (soil 4: garden). This sample was pre-treated as described in II-1. Ten grams

of each soil sample soil were doped with 7 mL of $^{134}\text{CsCl}$ solution (1.1×10^5 Bq/mL) and dried at 40°C. Next, 5 mL of ultra-pure water was added to the soil and the $^{134}\text{CsCl}$ -doped soil was dried at 40°C. The dried sample was rinsed with 10 mL of ultra-pure water three times, dried at 40°C, and stored in a cool, dark area until the experiment. The original activity of ^{134}Cs in soil 4 was under the detection level and sufficiently low to be ignored, compared to those in soils that were environmentally contaminated by the accident and to the amount of doping.

3. Experimental animals and sample administration

A total of 25 female Wistar strain rats aged 8–10 weeks, purchased from Japan Lab Animals Co., Ltd. (Ibaraki, Japan), were used. All rats were pre-bred for at least 1 week under standard environmental conditions (24°C, 60% relative humidity, 12-h light-12-h dark cycle, and conventional rodent diet). Rats were divided into five groups (4 soil groups and 1 solution group), fasted for 16 h prior to administration, and then lightly anaesthetized with isoflurane using a small animal anesthesia apparatus (Biomachinery, Chiba, Japan, TM-10). Approximately 0.03 grams of the soil samples were placed in gelatin capsules (Torpac, Inc., Fairfield, NJ, SUA) and orally administered to the rats' stomachs directly through the mouth using a 13-Ga capsule sonde for rats. For the $^{134}\text{CsCl}$ aqueous solution (6.1×10^4 Bq/mL), 0.3 mL of the sample was orally administered directly to the rats' stomachs. After administration, each rat was housed separately in a metabolic cage with a bottom-up wire mesh to collect excretions and urine separately and prevent rats from contacting the excretions. Rats had free access to water and food after administration. This animal experiment was carried out in compliance with the ethics regulations of Kyoto University. The animal experiment procedure was reviewed by the departmental animal experiment committee and approved by the president of Kyoto University.

4. Radioactivity measurement

The whole-body activities of ^{134}Cs and ^{137}Cs in rats were measured over time using a whole-body counter (WBC), which consisted of two NaI scintillation counters facing each other and lead blocks surrounding the counters as a shield. The construction and size of the WBC are presented in **Fig. 1**. During the measurement, each rat was held in an animal holder made from StyrofoamTM and acryl file and set between the two counters. The average value of the two measurements was calculated each time. The acquired data was corrected for decay to be at the time of administration.

5. Derivation of retention curve and calculation of half-life time

Whole-body retention was expressed as the rate of initial body burden which was measured 1 h after administration. At that time, it is assumed that the capsule in the stomach had dissolved and excretion had not started so that 100% of the sample remained in the body. A previous study showed that ingested radiocesium was cleared biphasically with two

Table 1 Characteristics of soil samples.

| Soil ID | Sampling point | Initial Activity (Bq/kg)* | | pH | Organic matter |
|---------|----------------|---------------------------|-------------------|-----|----------------|
| | | ^{134}Cs | ^{137}Cs | | |
| Soil 1 | Playground | 1.5E+04 | 6.6E+04 | 6.1 | 16% |
| Soil 2 | Forest | 1.8E+04 | 8.1E+04 | 5.5 | 31% |
| Soil 3 | Roadside | 7.1E+04 | 3.0E+05 | 5.6 | 39% |

*The activities were corrected as of 2015.10.22 when the experiment was started.

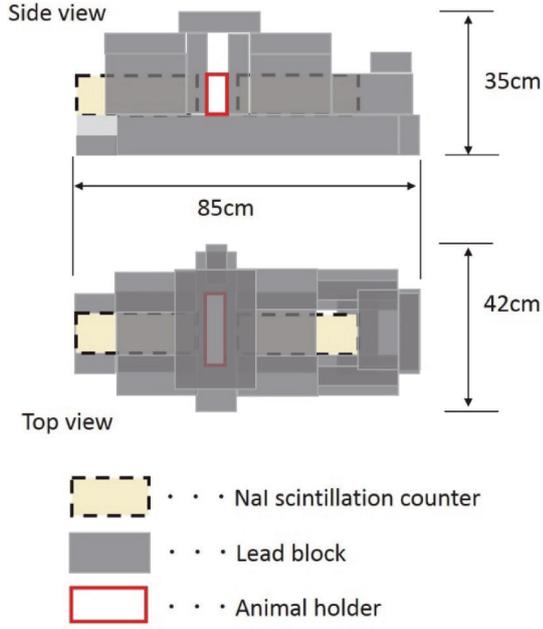


Fig. 1 Construction of the whole-body counter.

components, the fast component and slow component.^{8, 15)} Therefore, the retention curve was fit to the biphasic exponential curve using the non-linear least-squares method, and the following Eq. (1) was derived:

$$F(t) = a * e^{-bt} + c * e^{-dt} \quad (1)$$

Here,

- a, c : Initial retention rate values for each component
- b, d : Clearance constants (h^{-1})
- t : Time after administration (h)

Next, the biological half-lives ($T_{\text{bio}1/2}$ (*fast*) and $T_{\text{bio}1/2}$ (*slow*)) were calculated using the following Eqs. (2)–(3).

$$T_{\text{bio}1/2} (\text{fast}) = \frac{\ln 2}{b} \quad (2)$$

$$T_{\text{bio}1/2} (\text{slow}) = \frac{\ln 2}{d} \quad (3)$$

III RESULTS

1. Clearance of radiocesium in environmentally contaminated soil

The average retention rates of ^{134}Cs and ^{137}Cs of the playground and forest soils in rats are shown in Fig. 2. Measurements were taken at 1, 6, 9, 12, 15, 18, and 24 h after administration. At 12 h, the retention rates decreased to 56% for playground soil and 52% for forest soil. The activities decreased to below the detection limit, corresponding to 25% (playground) and 28% (forest) by 30 h in all rats. A decrease in the retention rates began 6 h after administration, and thus the retention curves were fit to the data after 6 h.

Figure 3 shows the retention rates of ^{134}Cs and ^{137}Cs in the roadside soil samples in each rat. One rat in the group

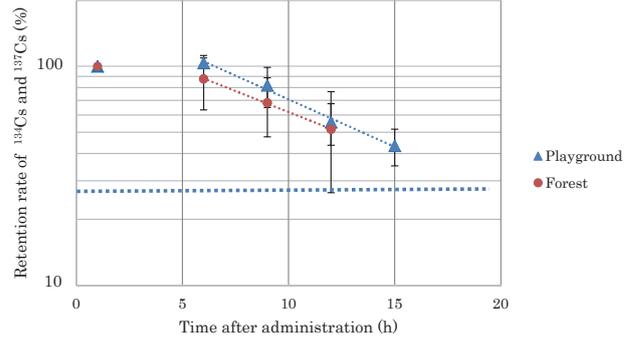


Fig. 2 Two retention curves for ^{134}Cs and ^{137}Cs in soil samples collected at the playground and forest. Retention curves were drawn from the point when the retention rates began to decrease ($t = 6$). The error bars represent the standard deviation, and a broken line shows an approximate level of the detection limit.

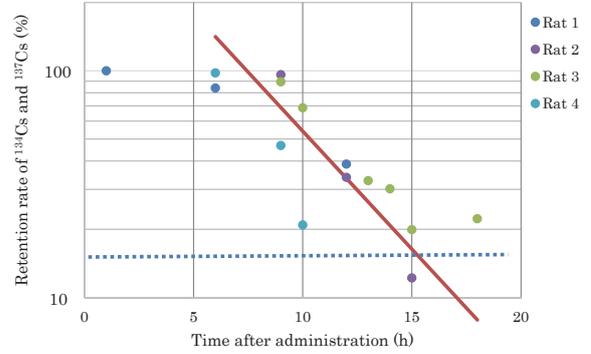


Fig. 3 The retention rates of ^{134}Cs and ^{137}Cs in the roadside soil samples in each rat. The fitting curve was drawn from the point where the retention rate began to decrease (red line). Broken line shows an approximate level of the detection limit.

administered the roadside soil sample showed deterioration of its physical condition; therefore, the data for this individual were excluded from the results. Because there were gaps of a few hours between measurements among rats, the retention rate values for the roadside soil samples were interpolated, and values corresponding to those at the measurement times of the other two groups were estimated and averaged for comparison. The retention curve was fit to the averaged interpolated values after 6 h, when the activities began to decrease. At 12 h, the retention rates decreased to 33% for roadside soil. The activities decreased to below the detection limit of 15% (roadside) by 24 h in all rats.

Each retention curve was fit to one exponential expression. The calculated biological half-lives were 7.0, 7.9 and 2.9 h for soils collected from the playground, forest, and roadside, respectively. Because the activities of ^{134}Cs and ^{137}Cs in the environmental soil samples were not sufficiently high and the amount of soil that could be administered to a rat as a single

dose was limited, the whole-body activity in later hours was below the detection limit, and retention of the second (slow) phase was not observed. Thus, the absorption rates were only estimated from the retention data of the rats administered soil artificially doped with ^{134}Cs and $^{134}\text{CsCl}$.

2. Clearance of ^{134}Cs in artificially contaminated soil

The retention curve of ^{134}Cs in artificially doped soil is shown in Fig. 4. Decreases in retention rates began 6 h after administration. The retention rates decreased to $32 \pm 4.3\%$ in the first 18 h, and a gradual decrease was observed afterward. The fitting to the biphasic exponential curve indicated that approximately 84% of administered activity were cleared rapidly (fast phase) with a half-life of 4.5 h. The remaining radiocesium (16% of initial burden) were slowly cleared with a half-life of 173 h.

3. Clearance of ^{134}Cs administered as ionic solution

The retention rates of ^{134}Cs in aqueous solution in rats are presented in Fig. 5. In the first 9 h after administration, decreases in the retention rates were not observed in 4 of 5 rats. Subsequently, retention rates decreased to 89 ± 9.3 in 18 h, and then gradually decreased. The retention curve was fit to the sum of the two exponential expressions. Approximately 23% and 77% of total administered activities were cleared with half-lives of 17 and 166 h, respectively.

IV DISCUSSION

Each retention rate of ^{134}Cs and ^{137}Cs for the three types of soil samples collected in Fukushima decreased, showing a short biological half-life. The retention curves of the three samples showed a single exponential decline until each curve reached the detection limit. The biological half-life of barium particles, which are not absorbed in the GI tract, is estimated as 4.6 h based on the retention rate data of TANAKA et al.¹⁶⁾ The activity of ^{134}Cs and ^{137}Cs in the contaminated soil samples showed a similar clearance rate. Therefore, it is reasonable to

conclude that the portion cleared in the first (fast) component (48–67% of administered dose) was not absorbed, but rather passed through the GI tract.

Because the soil samples collected in Fukushima did not have sufficient radiocesium activities for tracing in rat bodies using the WBC long-term, artificially contaminated soil and $^{134}\text{CsCl}$ solutions were prepared. The retention pattern of ^{134}Cs administered as ionic solution showed a biphasic exponential decrease, which was consistent with previous observations of humans.^{8, 15)} The biological half-life of the first and second components also agreed with the results of previous animal studies using rats (19 and 163 h).¹⁷⁾ In contrast, for artificially contaminated soil, the biological half-life of the first component was closer to that of Ba particles.¹⁶⁾ Our result showed that 84% of the ^{134}Cs administered was cleared at the biological half-life of 4.5 h, and 16% of the ^{134}Cs administered was cleared at the biological half-life of 173 h.

An accurate value of the gastro-intestinal absorption rate of ^{134}Cs in soil is not readily apparent from the present experiment. In rats administered with soil doped with ^{134}Cs , 16% was cleared in the second phase of the clearance curve with a half-life of 172 h. It is reasonable to assume that at least 16% of the administered ^{134}Cs had been absorbed by the GI tract, metabolized in the body, and then excreted via feces or urine. In contrast, 84% was cleared more rapidly with a half-life of 7 h. A large part of this may be the ^{134}Cs that was tightly adsorbed to soil particles and rapidly excreted without GI absorption. However, a small part may be attributable to the ^{134}Cs that had been absorbed by the GI tract in its ionic form and then rapidly excreted. As observed in the rats administered with the ionic form of ^{134}Cs (Fig. 5), 77% of the administered ^{134}Cs was cleared slowly, but the remaining 23% was cleared rapidly with a half-life of 12 h. This indicates that some ^{134}Cs , once absorbed by the GI tract, may be excreted rapidly. If the ratio of ^{134}Cs cleared during the fast phase to that cleared during the slow phase (23% vs. 77%) in the rats administered with ionic $^{134}\text{CsCl}$ are applicable to the rats administered with

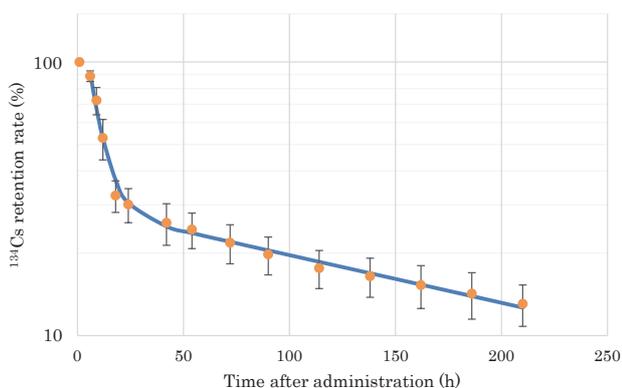


Fig. 4 The retention rates of ^{134}Cs artificially doped in soil. Retention curves were drawn from the point when the retention rates began to decrease ($t = 6$). Each point represents the average value of 5 individuals, and the error bar represents the standard deviation.

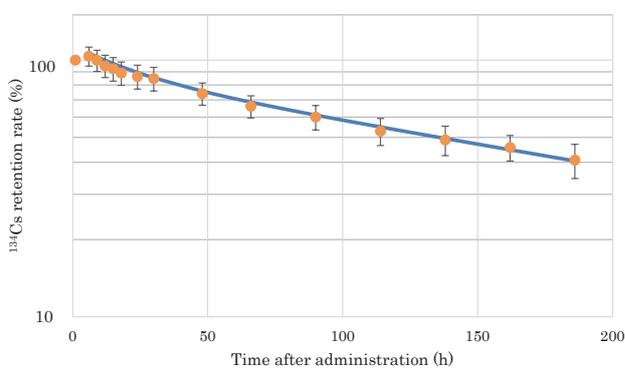


Fig. 5 The retention rates of ionic ^{134}Cs in rats. Retention curves were drawn from the point when the retention rates began to decrease ($t = 6$). Each point represents the average value of 5 individuals, and the error bar represents the standard deviation.

^{134}Cs in soil, we can calculate that approximately 5% ($16 \times 23/77$) of the administered dose was absorbed by the GI tract and then excreted rapidly. As a result, it can be estimated that 21% of the administered dose was absorbed by the GI tract, and the remaining 79% were excreted to feces without GI absorption, in the rats administered with the soil artificially contaminated with ^{134}Cs .

As previously described, the retention rates of ^{134}Cs and ^{137}Cs in the environmentally contaminated soil sample groups reached levels below the detection limits (15–28% of administered dose) 15 h after administration. This suggests that at least 72–85% of radiocesium was cleared rapidly in the first phase of clearance. The estimation of an accurate value for the rate of GI absorption is difficult because of the lack of data as the radiocesium cleared slowly after absorption to the GI tract. However, the percentage of ^{134}Cs cleared from the GI tract without absorption is similar to that observed in the rats administered with the artificial doped soil. The process of contamination and conditions afterward were different between the environmentally and artificially contaminated soil samples; nevertheless, radiocesium was likely adsorbed tightly to the soil particles and rapidly excreted in feces.

Our study showed that the GI absorption rate of Cs in the soil may be significantly lower than 1.0 (100%), which is the current recommended value by the ICRP for the public. The recommended value was set conservatively from a radiological protection perspective and is appropriate for regulation and planning of radiation protection measures. However, for radiocesium in the soil, the committed effective dose can be overestimated when calculated at an ICRP dose coefficient using 1.0 as the absorption rate. Recently, ICRP recommends using 0.1 as the absorption rate for the insoluble radiocesium such as fuel particles for occupational exposure.¹⁸⁾ The GI absorption rate of 21% lies between these two absorption rates currently used by the ICRP. To estimate a realistic internal exposure dose from radiocesium, more accurate absorption rates for each form of Cs are necessary. Since the FDNPP accident, many parents have been concerned about inhalation and ingestion of radiocesium in soil and airborne dust, particularly by their children in schoolyards and playgrounds.¹⁹⁾ Sufficient and suitable protective measures are essential, but health physicists and specialists involved should be aware that the actual radiation doses following intake of radiocesium in soil or dust may be lower than those estimated using the ICRP dose coefficient.

V CONCLUSION

The retention patterns and biological half-lives of radiocesium in rats were examined using environmental soil samples collected after the FDNPP accident. Moreover, the retention patterns, biological half-lives, and absorption rates were estimated for ionic Cs and Cs artificially doped in garden soil. The retention patterns of radiocesium in environmentally contaminated soils showed single exponential curves with biological half-lives of 2.9–7.9 h. The retention patterns of Cs in ionic form and artificially doped soil were fit to the sum of two exponential expressions. The biological half-lives for

the fast and slow components were 4.5 and 173 h for Cs in the artificially doped soil and 17 and 166 h for CsCl. The GI absorption rate of ^{134}Cs in soil was estimated to be about 21% of the administered dose. This result shows that the absorption of Cs was significantly lower when ingested in soil, suggesting that Cs in the soil is not absorbed to the extent suggested by the ICRP for public exposure.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was supported by JSPS KAKENHI grant number 16J10094 and by the Research on the Health Effects of Radiation organized by the Ministry of the Environment, Japan. We thank Prof. FUNAKAWA and Assistant Prof. WATANABE for instruction of the analysis of the soil.

The author(s) indicated no conflicts of interest.

REFERENCES

- 1) Ministry of Economy Trade and Industry of Japan, “Houshasei busshitsu houshutsuryou deta no ichibu ayamari ni tsuite” [For some errors of the amount of the emitted radioactive materials] (in Japanese), for Digital Collection of the Parliament National Library website [online]. Available at: http://dl.ndl.go.jp/view/download/digidepo_6017196_po_20111020001.pdf?contentNo=3&alternativeNo=, Accessed 31 May 2018.
- 2) H. KATO, Y. ONDA and M. TERAMAGE; Depth distribution of ^{137}Cs , ^{134}Cs , and ^{131}I in soil profile after Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident, *J. Environ. Radioact.*, **111**, 59–64 (2012).
- 3) T. OHNO, Y. MURAKAMI, Y. MIURA, K. ODA, N. INAGAWA, H. OGAWA, A. YAMAZAKI, C. TOYAMA and M. SATO; Depth profiles of radioactive cesium and iodine released from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant in different agricultural fields and forests, *Geochem. J.*, **46**, 287–295 (2012).
- 4) T. NAKANISHI, T. MATSUNAGA, J. KOARASHI and M. ATARASHI-ANDOH; ^{137}Cs vertical migration in a deciduous forest soil following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, *J. Environ. Radioact.*, **128**, 9–14 (2014).
- 5) Ministry of the Environment of Japan; “Dojou no chokusetsu sesshuniyoru risk hyouka-tou ni tsuite” [Risk assessment for direct ingestion of soil] (in Japanese), for Ministry of the Environment website.(2001) [online] (in Japanese). Available at: <https://www.env.go.jp/water/report/h13-01/01.pdf>, Accessed 3 December 2018.
- 6) M. IKEGAMI, M. YONEDA and S. MORISAWA; The validity of default value of daily soil ingestion evaluated by the amount of soil on children’s hands, *Environ. Eng. Res.*, **44**, 653–659 (2007).
- 7) W. MOORE, Jr. and C. L. COMAR; Absorption of caesium 137 from the gastro-intestinal tract of the rat, *Int. J. Rad. Biol.*, **5** (3), 247–254 (1962).
- 8) International Commission on Radiological Protection; Limits for Intakes of Radionuclides by Workers, ICRP Publication 30 (Part 1), p. 91–93 (1979), Pergamon Press,

New York.

- 9) H. QIN, Y. YOKOYAMA, Q. FAN, H. IWATANI, K. TANAKA, A. SAKAGUCHI, Y. KANAI, J. ZHU, Y. ONDA and Y. TAKAHASHI; Investigation of cesium adsorption on soil and sediment samples from Fukushima Prefecture by sequential extraction and EXAFS technique, *Geochem. J.*, **46**, 297–302 (2012).
- 10) K. MUROTA, T. SAITO and S. TANAKA; Desorption kinetics of cesium from Fukushima soils, *J. Environ. Radioact.*, **153**, 134–140 (2016).
- 11) T. MATSUNAGA, J. KOARASHI, M. ATARASHI-ANDOH and S. NAGAO; Comparison of the vertical distributions of Fukushima nuclear accident radiocesium in soil before and after the first rainy season, with physicochemical and mineralogical interpretations, *Sci. Total Environ.*, **447**, 301–314 (2013).
- 12) K. M. ELLICKSON, C. J. SCHOPFER and P. J. LLOYD; The bioaccessibility of low level radionuclides from two Savannah River site soils, *Health Phys.*, **83** (4), 476–484 (2002).
- 13) S. TAKAHARA, M. IKEGAMI, M. YONEDA, H. KONDO, A. ISHIZAKI, M. IJIMA, Y. SHIMADA and Y. MATSUI; Bioaccessibility of Fukushima-accident-derived Cs in soils and the contribution of soil ingestion to radiation doses in children, *Risk Anal.*, **37** (7), 1256–1267 (2017).
- 14) M. YONEDA, T. TSUJI, O. BANNAI and S. MORISAWA; Effects of particle size on risk evaluation of direct soil intake for children at playgrounds, *Environ. Eng. Res.*, **42**, 29–38 (2005).
- 15) K. HENRICH, H. G. PARETZKE, G. VOIGT and D. BERG; Measurements of Cs absorption and retention in man, *Health Phys.*, **57** (4), 571–578 (1989).
- 16) F. TANAKA, K. NAKAZAKI, S. SUTOH, T. ETOH, H. HASHIMOTO and A. TORU; Development of a new intestinal motility test using barium grains, *Tokyo Jikeikai Med. J.*, **119**, 63–75 (2004).
- 17) C. R. RICHMOND; Retention and excretion of radionuclides of the alkali metals by five mammalian species, *Health Phys.*, **38**, 1111–1153 (1980).
- 18) ICRP; Occupational Intakes of Radionuclides: Part 2, ICRP Publication 137, *Ann. ICRP*, **45** (3/4) 1–352 (2016).
- 19) M. SEI, K. USHIJIMA and M. MATSUTANI; Fukushima gennpatu jiko kara atarashii nichijyo heno michinori [Process to new daily life from Fukushima nuclear accidents.] In: Bulletin of the School of Contemporary Sociology, Chukyo University, Vol 11, pp. 99–170. (in Japanese) https://www.chukyo-u.ac.jp/educate/gendaisyakai/kiyou/2017/2017_1102_03.pdf, Accessed 3 December 2018.

From Japan to the World

J-EPISODE: Japanese Epidemiological Study on Low-Dose Radiation Effects Conducted by the Radiation Effects Association

Institute of Radiation Epidemiology,
Radiation Effects Association*¹

1. Background

The Radiation Effects Association (REA), founded in 1960, conducts, promotes, and subsidizes research to investigate the biological and environmental effects of low-dose radiation and also informs the general public of these effects. The REA now covers two areas of investigation: registering and managing nuclear workers' exposure doses and conducting epidemiological radiation studies on nuclear workers.

To conduct an epidemiological survey of Japanese nuclear workers, the REA established the Institute of Radiation Epidemiology in 1990 and has been performing epidemiological investigations since then. The decision to establish the institute was encouraged by the Science and Technology Agency (later the Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology) and the movement of the International Agency for Research on Cancer at that time.

It is well known that the epidemiological study of atomic bomb survivors that has been ongoing since 1950 is the gold standard for studies on radiation effects. However, this study includes the health effects of single, acute exposure to relatively high-dose and high-dose-rate radiation; an extrapolation to low-dose and low-dose-rate radiation is required to apply the practical doses of radiation protection (that is, an order over ten mSv) in normal operation. To carry out a new epidemiological survey study to examine nuclear workers in Japan, it was necessary to design an original framework for the survey and to establish a protocol to allow for long-term survey administration.

2. Protocol

2.1 Establishment of study cohort

The study cohort included mainly nuclear power plant workers with Japanese nationality who were engaged in radiation work during normal operation at nuclear power plants. The cohort started with 114,900 participants and increased to 204,103 participants. Since 2003, informed consent has been obtained by mail in the form of opt-out method. By the end of March 2014, 6% of the participants had not consented, and we stopped following them. The dose information for these workers was provided by the Radiation Dose Registration Center of the REA.

Five study phases were successively conducted from 1990 to 2014 according to the timeline included in **Table 1**. The

final study population at the end of phase V included 204,103 workers. Since 2015, phase VI of the survey has been ongoing.

2.2 Follow-Up of Vital Status

2.2.1 Phases I to V

The follow-up mortality survey was carried out using residence registration records. Every four years or less, we requested residence registration cards for each worker from the municipal office of their residential address. If the municipal office issued a card or a record of moving to another municipality, we concluded that the subject was still alive and submitted the participant to the next study phase. However, if the municipal office issued a *deleted* residence card instead of a resident card, we concluded that the subject was deceased and confirmed the cause of the death by record linkage with the National Vital Statistics provided by the Ministry of Health and Welfare (later called the Ministry of Health, Labour and Welfare) of Japan.

As part of the mortality surveys, we conducted lifestyle surveys in 1997 and 2003 in a sub-cohort of approximately 80,000 respondents. The lifestyle questionnaire included items about smoking, alcohol consumption, duration of education, and so on. The results showed that smoking was a confounding factor in the relationship between radiation dose and cancer mortality.

2.2.2 Phase VI

After the completion of the fifth survey, the survey protocol has been modified. The follow-up mortality survey has been conducted using residence registration records with the remaining study cohort. Based on the results obtained from the lifestyle surveys shown above, subjects were extended from the sub-cohort to the entire cohort. To respect the increasing privacy concerns in recent years, an opt-in method has been adopted in 2015 to replace the opt-out method used prior to 2003.

3. Brief Results

3.1 Phase I to V

The main study cohort of 204,103 workers who had been employed in the nuclear industry was subjected to the mortality survey, including the sub-cohort of 75,442 respondents to the lifestyle survey.

Mortality analysis identified a relationship between the cumulative radiation dose and malignant neoplasms in some cases. However, because the lifestyle analysis identified possible confounding variables, such as smoking, we cannot conclude that low-dose radiation affects the mortality rate in individuals with malignant neoplasms.

3.2 Phase VI

Phase VI of the study is ongoing and will be terminated at the end of 2019.

This work was fully funded by Japan's Nuclear Regulation Authority.

*¹ 1-9-16 Maruishi Dai-ni Building 5F, Kajicho, Chiyoda-ku, Tokyo 101-0044, Japan.

Table 1 Duration and population for analysis of REA's epidemiological study.

| Study phase | Duration | Population for analysis |
|-------------------------------------|------------------|-------------------------|
| Phase I | 1990–1994 | 114,900 |
| Phase II (first lifestyle survey) | 1995–1999 (1997) | 119,484 |
| Phase III (second lifestyle survey) | 2000–2004 (2003) | 200,583 |
| Phase IV | 2005–2009 | 203,904 |
| Phase V | 2010–2014 | 204,103 |
| Phase VI | 2015–present | Ongoing |

報 告

医療における医療被ばくと
職業被ばくの課題について

渡 邊 浩*^{1, #}

2019年1月12日(土)の午後, 東京医療保健大学国立病院機構キャンパスにおいて日本保健物理学会主催のシンポジウム「医療における放射線防護を考える～医療被ばくと職業被ばく～」が開催された。このシンポジウムでは第一部において赤羽恵一氏(量研機構・放医研)が「国際的な医療放射線防護の取り組みと展望」, 吉永信治氏(広島大学)が「小児CT疫学の最新知見」, 稲木杏吏氏(厚生労働省医政局地域医療計画課)が「医療被ばくの最適化と患者の線量管理」ならびに高山啓氏(厚生労働省労働基準局安全衛生部労働衛生課)が「医療における職業被ばくの管理」と題してそれぞれ講演された。本稿では後半の2つの講演とこれに関連する五十嵐隆元氏(国保旭中央病院)の指定発言「患者と従事者の線量管理への対応」について報告するとともに筆者の意見を述べることにする。

医療における放射線防護上の課題は山積しており, 特に医療被ばくは世界的な課題になっている。医療被ばくでは放射線利用3原則のうち行為の正当化と防護の最適化が重要なことは言うまでもない。防護の最適化については国際放射線防護委員会(International Commission on Radiological Protection, ICRP)や国際原子力機関(International Atomic Energy Agency, IAEA)が診断参考レベル(Diagnostic Reference Level, DRL)の策定を提唱している。わが国では2015年に医療放射線に係る多くの学会, 団体等で組織する医療被ばく研究情報ネットワーク(Japan Network for Research and Information on Medical Exposure, J-RIME)が関連学会・団体のほとんどが係るかたちとしてはわが国としては初めての診断参

考レベルを作成, 公開した。しかし, 2015年の公開から3年余りが過ぎてはいるもののすべての医療機関に浸透しているとはいいがたい現状にある。また, 日本学術会議がわが国の医療被ばくの主たる要因であるCTについて「CT検査による医療被ばくの低減に関する提言」を2017年8月3日に公開している(<http://www.scj.go.jp/ja/info/kohyo/pdf/kohyo-23-t248-1.pdf>)。

稲木杏吏氏の講演では, 「医療放射線の適正管理に関する検討会」での有識者の議論を踏まえ, 医療放射線の安全管理及び未承認医薬品の取扱いの2点について, 規制の最適化のため, 医療法施行規則を改正することとしたことが紹介された。この検討会は厚生労働省が医療放射線の適正管理に関する諸問題を議論する場として昨年度より開催しているものである。現在, 医療放射線の安全管理については2020年4月, 未承認医薬品の取扱いについては2019年4月を目途に施行する準備を行っていること等も紹介された。なお, 医療放射線の適正管理に関する検討会における議論の詳細については厚生労働省のホームページ(https://www.mhlw.go.jp/stf/shingi/other-isei_436723.html)にも掲載されている。稲木杏吏氏の講演のうち, 未承認医薬品の問題も重要な課題ではあるが本稿では医療被ばくの問題に焦点をあてる。

わが国は世界的に知られた医療被ばく大国であり, わが国の医療被ばくの課題解決あるいは改善のために医療法施行規則により規制することは一つの方策であると理解する。しかし, 慎重に進めるべき課題もあることに留意する必要がある。

まず, 厚生労働省は医療被ばくの最適化のために線量の記録と管理を義務付ける方針である。線量には大きく分けて患者が実際に受けた線量と医療機関同士の比較のための線量の2つがある。後者はDRLとしての線量指標が用いられるのが一般的であり, わが国で最初のDRLではCTではCTDIvol(Computed Tomography Dose Indexの一種)やDose Length Product(DLP), Interventional Radiology(IVR)ではIVR基準点線量, 核医学では実投与量が用いられている。IVR基準点線量は(公社)日本放射線技術学会によるDRL運用マニュアルによれば原則測定しなければならない。しかし, IVRを実施している医療機関の中には測定器やファントムを保有していない施設もある。したがって, このような課題について2020年4月の改正医療法施行規則の施行までに指針を示すことが想定されているのであればその指針に含めるべきではないかと考える。

また, 厚生労働省からのもう一つの講演である高山啓

Hiroshi WATANABE; Issues of Medical Exposure and Occupational Exposure in Medical.

*1 群馬パース大学保健科学部放射線学科; 群馬県高崎市間屋町3-3-4 (〒370-0006)

School of Radiological Science, Faculty of Health Science, Gunma Paz University; 3-3-4 Tonya-machi, Takasashi-shi, Gunma 370-0006, Japan.

Corresponding author; E-mail: hiroshiwatanabe166@gmail.com

氏の講演では、最近の眼の水晶体に係る放射線防護の在り方に関する動向、労働安全衛生法における職業被ばくの管理ならびに眼の水晶体の被ばく限度の見直し等に関する検討会について示された。今回の議論の中心テーマは職業被ばくとしての水晶体被ばくの線量限度を「(定められた)5年間の平均で20 mSv/年、かつ、いずれの1年においても50 mSv/年を超えないこととする」と放射線審議会より意見具申されていることである。放射線審議会では防護の最適化が適切に行われれば新しい線量限度に対応できるとされたようである。筆者は1991年5月から2018年3月まで地域の中核病院で放射線防護を担当してきた。また、全国の医療機関の放射線防護の状況を見させていただく機会や相談を受けることも多い。これらの知見を踏まえて医療における水晶体の被ばく限度引き下げについて意見を述べる。

国保旭中央病院の五十嵐隆元氏も指定発言で講演されていたが、医療法施行規則では不均等被ばくの場合には体幹部とそれ以外の不均等になる部位のそれぞれの線量を測定することが義務付けられている(医療法施行規則第30条の18第2項第2号)。一方、医療機関のエックス線透視を利用した検査やIVRではエックス線診療室(撮影室)内で医療行為を行う医師、看護師、診療放射線技師、臨床工学士等の医療従事者は放射線防護衣を着用するため自ずと不均等被ばくになる。したがって、本来であれば2個の測定器を着用して不均等被ばくを測定する必要があるが、1個の測定器だけで測定している施設が少なからずある。また、放射線部門や内視鏡部門に配属された看護師は放射線業務従事者(医療法では放射線診療従事者)として登録され測定器を配布されている。しかし、夜間帯に発生する小児の腸重積の治療や骨折患者の整復等においては、その頻度が少ないこと等もあってエックス線診療室でエックス線透視を行いながら医療行為を行う医師や看護師に測定器が配布されていないケースも見受けられる。エックス線透視を行う場合には時間が長くなる場合や、患者の看護のためにエックス線照射されている患者の近傍で作業する場合には、線量が高くなる可能性がある。今回の水晶体の被ばく限度の引き下げは、これらの問題も議論することを前提とすべきかもしれない。筆者が以前勤務していた病院では、医師は原則放射線業務従事者に登録し測定器を配布した。放射線被ばくを伴う作業を行わないことが明確な場合であって、当該医師本人とその上司(部長医師)の両方の署名のある申告書を受理してからでないと測定器の配布を中止しない制度を運用していた。しかし、このような

制度を運用している施設は少なく、放射線被ばくを伴う作業頻度が少ない医師や看護師の管理は費用の問題も含めて簡単ではない。

水晶体被ばく限度の引き下げに話を戻すと、配布された資料によると、わが国の水晶体の等価線量が新線量限度である年平均20 mSv/年を超えている方は年間2,400人で、そのほとんどを一般医療が占めている。IVRを実施している医師は限られており、特に小児領域や特殊な分野ではローテーションしながら線量の平均化を図ることが難しい場合もあると言われている。また、測定器を着用しない医師がいることや、着用した場合でも線量限度を超えてしまうのではないかとという相談を受けることもある。拙速にならずこのような実態をよく調査してから法整備するということも必要と思われる。法令による強制的な義務付けとするだけでなく、患者の救命行為を行う医師が法令違反の対象とならないように、また、医療現場での運用が円滑に行われるように、関連学会等との会話を積極的に設けていくことも大切ではないかと考える。

医療における医療被ばくと職業被ばくの問題に共通する課題がある。それは医療機関の放射線管理状況を検査する地方医療機関の担当者が専門的知識・技術を習得する機会が少なく、専門的に検査できない場合や指導できない場合があることである。筆者は平成14年度厚生科学研究費補助金による研究の分担研究者を務めた際に、4県の33地方医療行政機関(の放射線管理の担当者)に調査を行っている(回収率77%)。その結果では、立入検査体制に問題があると回答した機関は61%で、その理由として放射線防護・管理に関する研修体制の未整備を挙げた機関が46%、医療法施行規則等の解釈に関する情報不足を挙げた機関が24%であった。また、医療放射線の防護や管理について専門的な助言先があると回答した機関は27%に止まり、ないと回答した機関は73%であった(平成14年度厚生科学研究費補助金(医薬安全総合研究事業)「医療放射線の防護の最適化及び被ばく線量の低減化方策に関する研究」報告書)。調査から16年が経過しているとは言え、また、国立保健医療科学院で研修が実施されてはいるものの、既述した筆者の最近の知見を踏まえると大きな進展はないと理解している。医療被ばくの防護の最適化に使用されるDRLは線量限度ではないが、地方医療行政機関の担当者がDRLを線量限度と認識して指導してしまった場合、医療現場で混乱が生ずる恐れがある。改正医療法施行規則に基づいて検査、指導すべき地方医療行政機関の担当者

と医療機関の担当者の両方が、DRLに関する知識を持たないまま対応することで大きな問題が生じないかを考える必要がある。このためには地方医療行政機関の体制の再検討だけでなく、関係する専門家や学会等が支援する体制を整備することが必要であると考えます。

このように医療における放射線防護の課題が山積し業務量が多くなっている現在、医師や診療放射線技師が片手間に放射線防護を行っている現状を見直す必要がある。少なくとも今回医療被ばく線量の記録・管理が求められる予定のCT、IVR及び核医学に加えて放射線治療を実施する医療機関については、専任の担当者を配置して安全管理体制を整備することも必要な時期にきていると考えている。

以上、報告内容よりも筆者個人の意見に関する記述が多くなったが、このような問題や意見もあることを関係者が理解する機会になれば幸いである。



渡邊 浩 (わたなべ ひろし)

群馬パース大学保健科学部放射線技術学科教授, Ph.D。最近では放射化物, リニ
アックメンテナンス担当者へのリスクコ
ミュニケーション, 診断参考レベル策定,
CTの新しい遮蔽計算法 (Japanese-DLP
法) の開発等の研究を行っています。

話 題

日本保健物理学会シンポジウム III 「低線量率放射線リスクの推定に おける論点と課題」印象記

尾崎 大輔*1

1. はじめに

2018年3月19日から20日にかけて日本保健物理学会シンポジウム I, II, III が東京大学本郷キャンパスにて開催された。シンポジウム I では、福島第一原子力発電所で発生した事故を起因とした内部被ばくの課題のうち主に不溶性粒子と短半減期核種に関する内容を取り扱った。シンポジウム II では、眼の水晶体の等価線量モニタリングについて原子力及び医療従事者の実態と研究内容について紹介し、管理・防護はどうあるべきかを討論した。シンポジウム III では、低線量率放射線リスクの推定における論点と課題を取り扱った。

本稿では、3月20日に開催されたシンポジウム III の概要について以下のとおり報告する。

2. セッション III の概要

低線量・低線量率リスク推定法専門研究会は2016年度から活動が開始され、生物学研究、モデル研究、疫学研究、及び線量評価の専門家が参加し、低線量・低線量率リスク推定法の検討のため、それぞれの視点から現状を整理するとともに、課題について議論を重ねてきた。本シンポジウムでは、2年間の活動の経緯、及び各分野の現状の分析から示された論点と課題をはじめに共有したうえで、低線量・低線量率リスク推定のさらなる進展を目指して自由な意見交換が行われた。

本シンポジウムには、専門家以外に福島県出身の方々も参加されており、多くの参加者が集った。座長は、酒

井一夫氏（東京医療保健大学）と山田裕氏（(国研)量子科学技術研究開発機構）が務め、吉田浩子氏（東北大学）の開会挨拶により始まった。

以下にタイトルと演者、概要について記す。

(1) 低線量・低線量率リスク推定法専門研究会の概要：酒井一夫氏（東京医療保健大学）

放射線リスクの推定は広島・長崎の原爆被ばく者追跡調査に代表される疫学研究成果を中心に行われてきた。しかし、低線量（率）の放射線リスク推定では、統計的な信頼性に限界があるため疫学研究だけでは不十分であり、生物学的な知見で補う必要がある。ここで、生物学的な知見と疫学の橋渡しにはモデルが有用であり、影響と線量の関係を明らかにするリスク推定においては線量評価が重要である。当専門研究会では、疫学、生物学、モデル研究、線量評価に関する専門家で低線量・低線量率リスク推定に関する現状、課題に関する情報を共有し、リスク推定法に向けたロードマップ作成を目指して活動した。

(2) 低線量・低線量率リスク推定に関連する国内外の動向：岩崎利泰氏（(一財)電力中央研究所）

米国ならびに欧州では、低線量・低線量率のリスク推定は依然として大きな課題の一つである。欧州では、欧州大・放射線防護関連領域合同で課題の整理、ロードマップ構築が進行している。一方で、米国ではエネルギー省低線量プログラムは終了したものの、2018年2月にエネルギー省で低線量放射線に関する基礎研究プログラムを実施することを支持する法案が下院を通過した。また、EPRI（米国電力研究所）が研究課題の整理をしている。

(3) 疫学研究的現状と課題：工藤伸一氏（(公財)放射線影響協会）

疫学で考慮すべき点は、統計学的検出力、交絡調整、線量推定精度、疾病確認精度、追跡の完全性である。これらの内、統計学的検出力が不足しているため、喫煙や飲酒等と比較して小さいであろう、放射線リスクの検出が困難となっている。また、交絡因子、特に喫煙に関するデータを収集することが困難である。国際合同解析に用いている INWORKS, 15-Country Study のデータでは喫煙者を調整しておらず、Mayak では喫煙者を調整しているが、調整効果は小さかったと言われている。

Daisuke OZAKI: The Report of the Japan Health Physics Society Symposium III The points and issues about the estimation of the health risk under low dose rate condition.

*1 東京電力ホールディングス（株）原子力安全・統括部原子力保健安全センター；東京都千代田区内幸町1丁目1番3号（〒100-8560）

Radiological Health And Safety Center, Nuclear Safety Management Department, Tokyo Electric Power Company Holdings, Inc.; 1-1-3 Uchisaiwai-cho, Chiyoda-ku, Tokyo 100-8560, Japan.
E-mail: ozaki.daisuke@tepcoco.jp

(4) 生物学研究の現状と課題：山田 裕氏 ((国研) 量子科学技術研究開発機構)

ヒトを直接観察している疫学研究と放射線生物学を統合することにより疫学上、データが不足している低線量域におけるリスク評価を改善することを目的としている。その統合の基本的枠組みに、化学物質のリスク評価で長年用いられてきたパラログラムアプローチの手法を取り入れることを検討している。この手法は、実験動物で分子・細胞レベルの知見と個体レベルの知見を比較することと実験動物とヒトの分子・細胞レベルの知見を比較・統合することから実験できないヒト固体におけるリスクを推定するものである。比較・統合するには生物種を越えて共通に適用できる生物学的現象(エンドポイント)とその指標(バイオインジケータ)を利用するため、放射線により誘導されると考えられる疾患について、将来的にその疾患の症状につながるバイオインジケータや初期症状を同定することが重要である。

(5) モデル研究の現状と課題：緒方裕光氏(女子栄養大学)

リスク指標(過剰相対リスク等)と被ばく量の相関を求めるために統計モデルを用いる。統計モデルは現象論が中心で確率論的であるが、一方で生物モデルはメカニズム論が中心で決定論的である。統計モデルでは、生物学的メカニズムを考慮したモデルを検討する必要がある。また、生物モデルでは、人間集団の現象を考慮したモデルを検討する必要がある。データへの適合度とメカニズムの両面を考慮しつつ、できる限りパラメータの少ないモデル構築を目指す必要がある。

(6) 線量評価の現状と整理：佐藤 薫氏 ((国研) 日本原子力研究開発機構)

直接評価できない臓器線量(実効線量)は計算で評価されるものであり、外部被ばく・内部被ばくに関する測定と線量評価の方法について解説したうえで、現状と課題を下記のとおり整理した。

- ① 個々人の実効線量や臓器線量の変化を人体ファントムの利用、放射線場の特性等を考慮し、詳細に評価する必要がある。
- ② 低線量・低線量率では、時間、空間的に不均一、不均質な被ばくになる。DNA等の標的のサイズ・

構造を考慮し、エネルギー付与を評価・解析すること、放射線影響の定量的評価が重要である。

- ③ RBE値に関しては実験動物の結果を人にどのように外挿するかが課題である。

(7) まとめと今後に向けて：吉田 和生氏 ((一財) 電力中央研究所)

低線量・低線量率における放射線リスクを定量的に推定するためには、疫学・生物学・モデル・線量評価の4分野の協調・連携が不可欠であり、各分野に期待することとして、①(疫学)ノイズを排除し、統計モデルの良し悪しの議論に終始しないこと、②(生物学)現象論に留まらず定量的かつパラメトリックであること、③(モデル)ヒトの低線量・低線量率リスクを推定可能であり、疫学・生物実験により検証可能であること、④(線量評価)ヒトと動物を同じ尺度で測れることと、不均一な被ばくを扱えることを挙げている。また、本シンポジウムでの議論も反映し、今年中に報告書(論文)を取りまとめ、他学会や関連機関、海外専門家を交えた議論を展開し、研究プロジェクトの具体化や各分野の個別ロードマップの充実化を図ることを検討している。

(8) 総合討論

会場にいた専門家以外の方から「各分野の課題や取り組みが本シンポジウムに参加したことで理解できたが、福島第一原子力発電所の事故により被ばくした福島の住民にとって、これらの活動がどのように関連して活かされるのか?」という質問があった。低線量・低線量率の放射線リスクの解明が、福島第一原子力発電所周辺の住民にとって事故による健康影響を推定することができるが、本シンポジウムが専門家以外の方々にも開かれたものであったので、専門家以外の方々にとって理解しやすく、順序立てた説明が必要であったのかもしれない。

3. おわりに

討論の時間は発言が途切れることなく、シンポジウムは盛況のうちに終了した。疫学・生物学・モデル・線量評価の4分野の専門家が協調・連携していくためにも本シンポジウムのような活動が継続していくことを期待する。

保健物理, 54 (1), 79 ~ 82 (2019)

情報のページ

一般社団法人日本保健物理学会
第23回通常理事会議事録

1. 日 時：平成30年10月29日（月）14：30～17：00
2. 場 所：東京大学医学部教育研究棟2階第1セミナー室
3. 出席者（順不同，敬称略）
理 事：甲斐，床次，飯本，吉田，赤羽，伊藤，高橋，服部，藤淵
監 事：福士 参 与：菅井，三輪 事務局：副島
4. 配布資料
資料 23-0 第23回通常理事会議事次第
資料 23-1-1 第43回執行理事会議事録
資料 23-1-2 第44回執行理事会議事録（案）
資料 23-2 企画委員会活動報告等
資料 23-3-1 編集委員会の活動報告と相談事項
資料 23-3-2 別添1 メディカルオンライン提案書
資料 23-3-3 別添2 医学文献電子配信許諾契約書
資料 23-4 国際対応委員会活動状況報告
資料 23-5 放射線防護標準化委員会活動報告
資料 23-6 学会連携（水晶体研究他）進捗状況報告
資料 23-7 医療放射線防護推進，学協会連携（J-RIME）活動報告
資料 23-8-1 会賞の選考について（対象者，関連する規則等）
資料 23-8-2 学会賞選考委員会運営に関する規則
資料 23-9 若手研の事業報告
資料 23-10 学友会活動報告
資料 23-11 放射線リスクについての公衆の理解促進タスクグループの活動状況
資料 23-12 福島復興・廃炉推進に貢献する学協会連絡会第5回全体会議事概要
5. 議 事
(1) 委員会報告等
1) 企画委員会
・ 1/12開催のシンポジウムのプログラムについて報告された。
・ 来年6月の企画行事について，準備状況について報告された。プログラムについては，まず企画委員会から案を提案し，理事会で検討することとした。

- 2) 編集委員会
・ Scopusへの収録について，再申請を行ったことが報告された。
・ 論文投稿，査読における利益相反について提案がなされた。その内，報酬の授受の記載部分について，金額の根拠が必要との指摘があり，編集委員会で確認することとした。
・ メディカルオンライン配信への契約が提案され，契約締結に向けて手続きを進めることとした。
- 3) 国際対応委員会
・ IRPAのNORMタスクグループについて，迫田会員をメンバーとして推薦するため，本人に確認を取ることにした。また，NIRタスクグループについては近本会員に確認を取ることにした。
- 4) 放射線防護標準化委員会
・ 各ガイドラインについての検討状況について報告された。
・ ISO等国際規格について，全体像を理事会メンバーで共有することとした。
- 5) 医療関係
・ J-RIMEの状況等について報告された。
- 6) 規定類関係
・ 学会賞について，受賞対象を個人だけでなく団体等にも広げるよう，規則及び細則の見直しを検討することとした。
- 7) 若手研，学友会
・ 「身の回りの放射線」ポスターの作成，IAEAポスターの日本語訳の作成等，活動が報告された。
・ KARP年会参加に伴う2名の旅費等について了承された。
- (2) 新国際ジャーナルについて
・ オーストラリアからのレスポンスがなく，具体的な検討が滞っている状況が報告された。今後進展があれば理事会メンバーで共有することとした。
- (3) IRPAタスクグループの活動について
・ IRPAの各タスクグループに推薦したメンバーに活動状況の報告を依頼し，学会員に周知することとした。
- (4) 学会HPの掲載及び保物学会メールの配信について，ルール作りを進めることとした。

第44回執行理事会議事録

1. 日 時：平成30年10月3日（水）15：00～17：10
2. 会議形式：スカイプ会議

3. 出席者:甲斐, 床次, 飯本, 吉田, 副島 (事務局)

4. 資料

- 資料 44-0 第44回執行理事会議事次第
- 資料 44-1 第43回執行理事会議事メモ (案)
- 資料 44-2 来年6月総会及びシンポジウムの日程等について
- 資料 44-3-1 Newsletter 作成ツール
- 資料 44-3-2 Newsletter 作成ツールのご提案
- 資料 44-4-1 規程類の整備について
- 資料 44-4-2 規程類の整備について (追補)
- 資料 44-4-3 日本麻酔科学会細則
- 資料 44-4-4 日本保健物理学会定款
- 資料 44-4-5 日本保健物理学会倫理規程
- 資料 44-5 選挙規程及び選挙規則の注意事項について
- 資料 44-6 医療における放射線防護を考えるー医療被ばくと従事者被ばくープログラム案
- 資料 44-7 H30学会賞について
- 資料 44-8 入退会者リスト

5. 議題

(1) 前回議事録確認 (資料 44-1)

- ・新国際ジャーナルについて、オーストラリア側の反応がないため、改めて返答の催促をすることとした。
- ・第51回研究発表会における3つの臨時委員会の発表要点について、各委員長に執筆を依頼し、学会HPに掲載することとした。
- ・IRPAのTGの活動状況について、学会HPに掲載することとし、報告の見本を元に、各メンバーに執筆を依頼することとした。
- ・新Newsletterについて、企画委員から広報担当に作業を移行するに当たり、情報を共有することからスタートすることとした。
- ・新Newsletterのツールについて説明があった。今後仕様について検討することとした。
- ・水晶体のガイドライン整備について、次回理事会にて検討内容を提示することとした。
- ・合同大会前日に予定しているJHPS-SRP-KARP若手研究者(IRPAYGN)国際発表会について、「JHPS-SRP-KARP」の表記の可否を日本放射線安全管理学会に確認することとした。
- ・来年6月の企画行事及び総会の日程及び会場(東大, 6/20~21)について、再度確認することとした。

した。

・企画行事のプログラムについては検討中との報告があった。

・医療安全学の単位増加に伴う教員のリサーチ状況について提示することとした。

(2) 規程類の整備について (資料 44-4-1 ~ 44-4-5)

・意思決定の仕組みを規定に盛り込む場合、定款や規程の改定が必要になる可能性があることから、今後慎重に検討を進めることと了承された。

・委員の任命等については委員会の権限で任命等を行い、その旨理事会に報告することとし、該当する規定の修正案を次回理事会に提示することとした。

(3) 日本保健物理学会シンポジウムについて (資料 44-6)

・1/12開催のシンポジウムについてプログラム案が提示され、次回企画委員会にて確定との報告があった。

・当学会の企画行事において共催として参画する学会等に対し、その学会員の参加費を半額とするについて、メリット・デメリットを企画委員会及び理事会で検討することとした。

(4) 平成30年度学会賞について (資料 44-7)

・個人ではない企業等について、現状の規定で受賞要件が満たされるか確認することとした。

(5) 入退会者の承認について (資料 44-8)

・入退会者について、以下のとおり承認した。

入会：正会員 尾崎大輔 正学生会員：石川諒尚
退会：正会員 畔柳 誠, 三瓶正三

第45回執行理事会議事録

1. 日時：平成30年12月26日(水) 13:30~16:25
2. 会議形式：スカイプ会議
3. 出席者：甲斐, 床次, 飯本, 吉田, 大谷, 副島 (事務局)
4. 資料
 - 資料 45-0 第45回執行理事会議事次第
 - 資料 45-1-1 第44回執行理事会議事録
 - 資料 45-1-2 第23回理事会議事録 (案)
 - 資料 45-2 拡大執行理事会資料
 - 資料 45-3 日本保健物理学会会員
 - 資料 45-4 学会賞選考委員会運営に関する細則 (改訂案)
 - 資料 45-5 IRPA会費 (2019年分)

- 資料 45-6 医療シンポジウム申込状況
 資料 45-7 編集委員会の活動報告
 資料 45-8 放射線防護標準化委員会活動報告
 資料 45-9 医療安全学の単位増加に伴う調査について
 資料 45-10 会費未納者リスト
 資料 45-11 入退会者リスト

5. 議 題

- (1) 来年度の予算作成に向けて (資料 45-2)
 規制庁のアンブレラ事業について、当学会として検討しうる課題を検討し、資金を獲得して活動する方策を検討することとした。
- (2) 規程類の整備について (資料 45-2)
 役員任期の明記の必要性、また広報のルールを整備し、企画委員会との役割の切り分けについて議論した。
- (2) 会員の専門性について (資料 45-3)
 当学会員の専門性について、調査してはどうかとの意見があり、方法論を3月の理事会までに検討することとした。
- (3) 学会賞選考委員会運営に関する細則 (資料 45-4)
 学会賞の受賞資格について、個人会員以外も受賞可能な細則の改定が提案され、了承された。
- (4) IRPA 会費について (資料 45-5)
 IRPA の2019年会費について、12/31時点の会員数で納入することで了承された。
- (5) 医療シンポジウムについて (資料 45-6)
 1/12開催の医療シンポジウムについて、多くの方に参加頂けるよう共催学会等にも働きかけ、勧誘することとした。
- (6) 放射線防護標準化委員会について
 ・標準化策定のルールについて、規定や規則を確認することとした。
 ・水晶体の線量限度に関するガイドラインについて、作業部会の立ち上げを検討していることが報告された。
 ・国際規格化制定部門については、必要があれば他学会と連携し、JIS等にアプローチしていく活動を目指し、最終的にはアウトプットが必要との意見が出た。
- (7) 医療安全学の単位増加に伴う調査について (資料 45-9)
 ・国家資格の要件に入った医療安全学について、講義を実施しているが68%、専任教員が担当して

いるが87%との調査結果が報告された。

- ・直接アプローチ可能な方に直接入会を依頼することが会員増に繋がるとし、まずは可能性のある方の名簿を作ることからスタートすることとした。
- (8) 会費未納者の対応について (資料 45-10)
 理事会メンバーで対応できる会員については催促を依頼し、その他の会員については、事務局から直接電話にて支払いを依頼することとした。
- (9) 入退会者の承認について (資料 45-11)
 ・入退会者について、以下のとおり承認した。
 入会：正会員 パーナルフーウンダルマー、榎本 敦
 退会：正会員 小西利樹、伊藤 重、浅利 靖、西藤文博

日本保健物理学会

平成 30 年度第 4 回編集委員会議事録

日 時：平成 31 年 2 月 8 日 (金) 13:30 ~ 16:00

場 所：首都大学東京秋葉原サテライトキャンパス

出 席：石川 (委員長)、井上 (編集幹事)、赤田、工藤、黒澤、佐々木、鈴木、永岡、吉田、吉永 (以上、委員)、笠原 (事務局)

議 題

1. 前回議事録の確認
2. 巻頭言及び J to W に係る報告
3. 論文審査状況、各パート状況、54 巻 1 号の確認
4. レビュー論文、企画記事の確認
5. 論文作成サポート事業
6. 理事会報告
 - ・投稿の手引き改訂 (利益相反など)
 - ・Scopus 登録申請
 - ・メディカルオンライン契約
7. その他
 - ・編集スケジュール
 - ・編集後記、幹事校正について
 - ・編集委員会覚書について
 - ・次回編集委員会の開催について

配付資料：

資料 4-1 平成 30 年度第 3 回編集委員会議事録

資料 4-2 巻頭言と J to W のリスト

資料 4-3-1 各パート審査状況

資料 4-3-2 54 巻 1 号の目次案

資料 4-4-1 レビュー論文審査状況について

資料 4-4-2 医療被ばく企画記事について

資料 4-5 論文作成サポート事業

資料 4-6 理事会報告

資料 4-7 編集委員会覚書について

資料 4-8 編集スケジュール

資料 4-9 編集後記について

議 事

1. 前回議事録の確認

平成 30 年度第 3 回編集委員会の議事録（案）を確認し、原案のとおり承認した。

2. 巻頭言及び J to W に係る報告

巻頭言及び J to W の分担について確認した。

3. 論文審査状況、各パート状況、54 巻 1 号の確認

各パート担当者から論文審査の進捗状況を確認した。

4. レビュー論文、企画記事の確認

レビュー論文、及び、企画記事の進捗状況を確認した。

5. 論文作成サポート事業

論文作成サポート事業の状況を確認した。

6. 理事会報告

投稿の手引きの改訂状況、Scopus 登録、メディカルオンライン掲載に向けた手続きについて議論した。

7. その他

編集委員会覚書、編集スケジュール、編集後記および幹事校正の役割分担について確認した。

次回開催時期：4 月下旬

（編集委員会幹事 首都大学東京 井上 一雅）

編集委員を拝命して4年が経ちました。その間、委員会メンバーの方々とたくさんの取り組みを実施し、学会誌の充実を目指してきました。

今後も、国内外の関係者に積極的に読んでいただける学会誌を目指し、微力ではありますが尽力したいと考えております。

今後も皆様からの話題提供、論文投稿をお待ちしております。

(N. A.)

複写される方に

本誌に掲載された著作物を複写したい方は、(公社)日本複写権センターと包括複写許諾契約を締結されている企業の従業員以外は、図書館も著作権者から複写権等の行使の委託を受けている次の団体から許諾を受けて下さい。

〒107-0052 東京都港区赤坂9-6-41 乃木坂ビル 学術著作権協会

Tel: 03-3475-5618 Fax: 03-3475-5619 E-mail: info@jaacc.jp

著作物の転載・翻訳のような複写以外の許諾は、直接本会へご連絡下さい。

アメリカ合衆国における複写については、次に連絡して下さい。

Copyright Clearance Center, Inc.

222 Rosewood Drive, Danvers, MA 01923 USA

Tel: 1-978-750-8400 Fax: 1-978-646-8600

Notice about photocopying

In order to photocopy any work from this publication, you or your organization must obtain permission from the following organization which has been delegated for copyright for clearance by the copyright owner of this publication.

<Except in the USA>

Japan Academic Association for Copyright Clearance (JAACC)

6-41 Akasaka 9-chome, Minato-ku, Tokyo 107-0052 Japan

Tel: 81-3-3475-5618 Fax: 81-3-3475-5619 E-mail: info@jaacc.jp

<In the USA>

Copyright Clearance Center, Inc.

222 Rosewood Drive, Danvers, MA01923 USA

Tel: 1-978-750-8400 Fax: 1-978-646-8600 <http://www.copyright.com>

一般社団法人日本保健物理学会事務局

〒105-0004 東京都港区新橋3-7-2 吉松ビル3F

(株)国際広報企画内

Tel: 03-6205-4649 Fax: 03-6205-4659

E-mail: exec.off@jhps.or.jp

<http://www.jhps.or.jp>

Japan Health Physics Society

c/o International Public-Relations System Co., Ltd

Yoshimatsu Bldg. 3F, 3-7-2, Shimbashi, Minato-ku, Tokyo 105-0004, Japan.

Tel: +81+3-6205-4649 Fax: +81+3-6205-4659

E-mail: exec.off@jhps.or.jp

<http://www.jhps.or.jp>

一般社団法人日本保健物理学会編集事務局

〒113-0032 東京都文京区弥生2-4-16

(一財)学会誌刊行センター内

Tel: 03-3817-5821 Fax: 03-3817-5830

E-mail: hobutsu@capj.or.jp

Japanese Journal of Health Physics

c/o Center for Academic Publications Japan

2-4-16, Yayoi, Bunkyo-ku, Tokyo 113-0032, Japan.

Tel: +81-3-3817-5821 Fax: +81-3-3817-5830

E-mail: hobutsu@capj.or.jp

一般社団法人日本保健物理学会 入退会者一覧
2018年1月～2018年12月

| | | | |
|--------------------------------|--|------------------------------------|---------------------------|
| 入会者 | | 正学生会員 (1名) | 須子雅好 (株)日立製作所 |
| 正会員 (33名) | | 石川諒尚 名古屋大学 | 村山一穂 (株)東芝 |
| 古田琢哉 (国研)日本原子力研究開発機構 | | 準学生会員 (10名) | 高倉 元 (株)シービーエス |
| 古田裕繁 (公財)放射線影響協会 | | 胡 珺 弘前大学 | 齋藤 実 WANO 東京センター |
| 阿部謙一 東京電力ホールディングス(株) | | 小池弘美 帝京大学 | 菅 巧 (国研)日本原子力研究開発機構 |
| 大島雄志 東芝電力放射線テクノサー ビス(株) | | 及川青亮 北海道大学 | 大口裕之 (株)千代田テクノ |
| 王丸愛子 純真学園大学 | | KATENNGUEZA ESTINER 東京大学 | 川崎 智 原子力規制庁 |
| 高宮枝里 東京電力ホールディングス(株) | | MD MAHAMUDUL HASAN 東京大学 | 大野信明 東芝プラントシステム(株) |
| 阿野匡昭 JCHO 東京新宿メディカルセ ンター | | 星 健斗 北海道科学大学 | 佐藤 勝 宇宙航空研究開発機構 |
| 鈴木将文 青森県原子力センター | | 村上拓巳 北海道科学大学 | 堀田 豊 日本原燃(株) |
| 上村茂雄 日機装(株) | | 大原 遥 北海道科学大学 | 色川弘行 (国研)日本原子力研究開発機構 |
| 孫 思依 日本エヌ・ユー・エス(株) | | 大塚楠平 北海道科学大学 | 草間経二 (公社)日本アイソトープ協 会 |
| 小澤慎吾 (株)千代田テクノ | | 谷内淑恵 北海道大学 | 桂山丈典 非破壊検査(株) |
| 中野裕紀 福島県立医科大学 | | 種別変更 | 高宮枝里 東京電力ホールディングス(株) |
| 吉岡雅子 よしもとクリエイティブ・ エージェンシー | | 正会員 (1名) | 畔柳 誠 東京ニュークリア・サービス (株) |
| 松澤俊春 東京電力ホールディングス(株) | | 正学生会員 (1名) | 三瓶正三 原子力災害対策研究所 |
| 山口英俊 (国研)産業技術総合研究所 | | 西小野華乃子 近畿大学 | 石田順一郎 (国研)日本原子力研究開発機構 |
| Hegedüs Miklós 弘前大学 | | 退会者 | 秋葉澄伯 鹿児島大学 |
| 高島英治 (国研)日本原子力研究開発機構 | | 正会員 (39名) | 伊藤 重 東北電力(株) |
| 佐藤紀子 福島県保健福祉部 | | 尾崎大輔 東京電力ホールディングス(株) | 浅利 靖 北里大学 |
| 内藤 航 (国研)産業技術総合研究所 | | 時澤孝之 (国研)日本原子力研究開発機構 | 田村勝裕 (公財)原子力安全技術セン ター |
| 堀内雅人 山梨県衛生環境研究所 | | 山口勝義 (株)日立製作所 | 西藤文博 (国研)日本原子力研究開発機構 |
| 野村直希 福島県生活環境部環境創造 センター | | 永野利典 東京理科大学 | 正学生会員 (1名) |
| 古田雅一 大阪府立大学 | | 武田伸荘 (国研)日本原子力研究開発機構 | 荒井萌子 首都大学東京 |
| 高橋賢臣 大阪大学 | | 長岡 鋭 (公財)高輝度光科学研究セ ンター | 賛助会員 (4団体) |
| 松谷悠佑 (国研)日本原子力研究開発機構 | | 滝 光成 (国研)日本原子力研究開発機構 | (国研)日本原子力研究開発機構 |
| 猪狩宣行 東京電力ホールディングス(株) | | 荒井真司 (株)グローバル・ニュークリ ア・フュエル・ジャパン | (株)関電工 |
| 菅井駿祐 (株)ヴィジブルインフォメー ションセンター | | 池上 徹 AGCテクノグラス(株) | 原子燃料工業(株) |
| 前田 剛 (国研)日本原子力研究開発機構 | | 日山精璽 | 三菱電機(株) |
| 木村幸由 宮城県環境放射線監視セン ター | | 颯田尚哉 岩手大学 | |
| 尾崎大輔 東京電力ホールディングス(株) | | 植田久男 (国研)量子科学技術研究開 発機構 | |
| 大森敏明 東京大学 | | 宮崎 真 福島県立医科大学 | |
| 永井宏幸 市民化学研究室 | | 大塚健介 (一財)電力中央研究所 | |
| バータルフー ウンダルマー | | 大井義弘 (国研)日本原子力研究開発機構 | |
| 日本エヌ・ユー・エス(株) | | 小野高行 (国研)日本原子力研究開発機構 | |
| 榎本 敦 東京大学 | | 入戸野勇 日機装(株) | |

一般社団法人日本保健物理学会
賛助会員一覧

2018年12月現在の本会の賛助会員は、下記のとおりです。ここに社名を掲載し、日頃のご賛助・ご後援に対し感謝の意を表しますとともに、今後とも格段のご高配をお願い申し上げます。

(公財)放射線影響協会
(株)日立製作所
(株)日立製作所ヘルスケアビジネスユニット
東京電力ホールディングス(株)
(株)アトックス
日本原子力発電(株)
(株)千代田テクノル
中部電力(株)
関西電力(株)
中国電力(株)
九州電力(株)
東北電力(株)
四国電力(株)
北陸電力(株)
電源開発(株)
富士電機(株)
北海道電力(株)
産業科学(株)
(株)グローバル・ニュークリア・フュエル・ジャパン
長瀬ランダウア(株)

東芝プラントシステム(株)
非破壊検査(株)
(株)日本環境調査研究所
(公財)日本分析センター
(株)東芝電力システム社
セイコー・イージーアンドジー(株)
(株)I H I
三菱原子燃料(株)
(公財)原子力安全技術センター
関電プラント(株)
西日本プラント工業(株)
原電事業(株)
(株)東京エネシス
東電工業(株)
日本原子燃(株)
(公財)放射線計測協会
日本核燃料開発(株)
東洋メデック(株)
キャンベラジャパン(株)
(一財)原子力安全推進協会

(計40社)

放射線管理のベストパートナー

富士電機は、放射線計測に関する豊富な知識と技術で、
放射線利用施設の計画立案、設計・施工、運用、メンテナンスに至るまで、
お客様を一貫してサポートします。

取扱製品

放射線管理システム

放射線モニタリングシステム

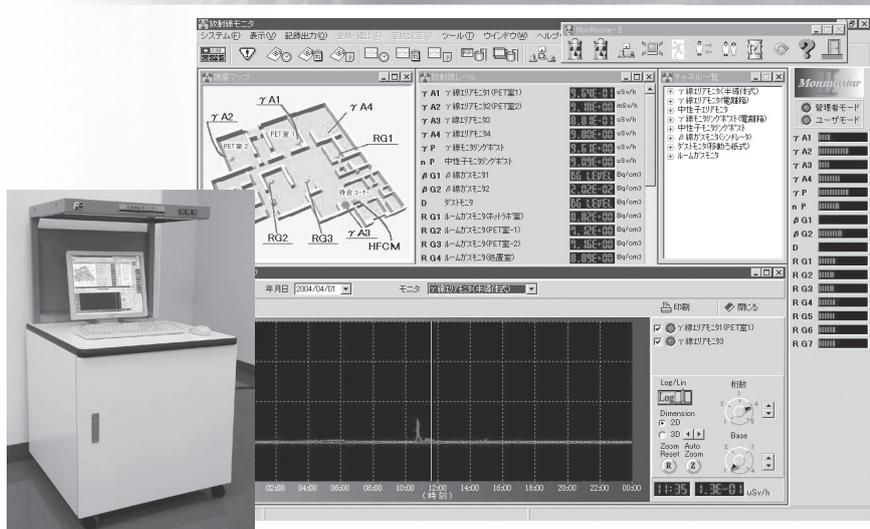
R I 排水管理システム

出入管理システム

非密封 R I 管理システム

従事者管理システム

インターロックシステム



測定器

各種サーベイメータ

個人線量計 / 環境線量計

モニタリングポスト

ホールボディカウンタ

体表面モニタ

食品放射能検査システム

その他



富士電機株式会社 放射線システム部

〒191-8502 東京都日野市富士町1番地 TEL 042-585-6024

<http://www.fujielectric.co.jp/> Email fric-info@fujielectric.com

OSL線量計測定システム マイクロスターシリーズ

* InLight線量計：個人被ばく線量測定用

測定対象：InLight線量計、nanoDot線量計



(InLight線量計)



(nanoDot線量計)

microSTAR ii

medical dosimetry system

測定対象：nanoDot線量計専用

* nanoDot線量計：患者の医療被ばく線量測定用